

พฤติกรรมของระบบเอปอาร์ในการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์



นายมนต์ชัย พุ่มแก้ว

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

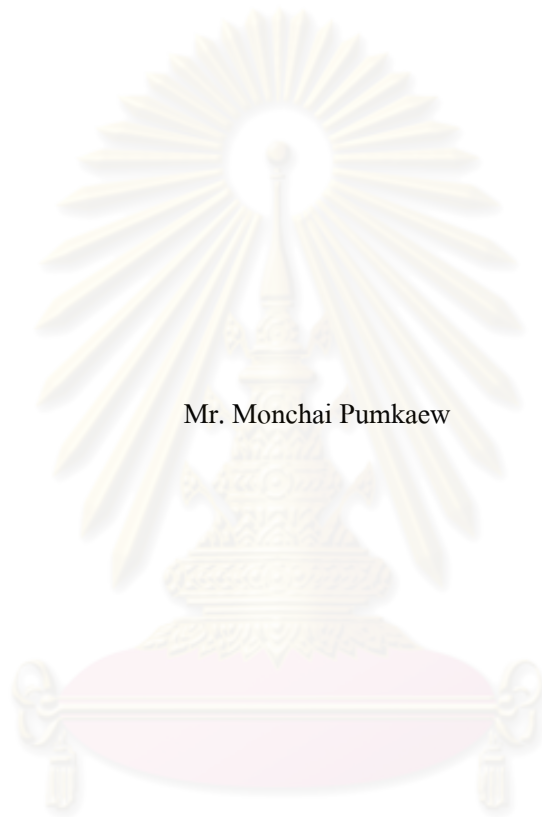
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2552

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

BEHAVIOR OF ANAEROBIC BAFFLED REACTOR ON THE REMOVAL OF NITRATE
AND SULFATE IN THE SYNTHETIC WASTEWATER



Mr. Monchai Pumkaew

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Engineering Program in Environmental Engineering

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering

Chulalongkorn University

Academic Year 2009

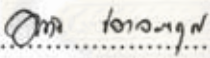
Copyright of Chulalongkorn University

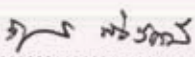
หัวข้อวิทยานิพนธ์	พฤติกรรมของระบบเอบีอาร์ในการกำจัดไนเตรดและซัลเฟต ในน้ำเสียสังเคราะห์
โดย	นายมนต์ชัย พุ่มแก้ว
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	รองศาสตราจารย์ ดร.มันสิน คัมจุลเวศม์

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้แก่นักวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษาคามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต



..... กณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(รองศาสตราจารย์ ดร.บุญสม เลิศหิรัญวงศ์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์


..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.อรทัย ชวาลภาฤทธิ์)


..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์)


..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(รองศาสตราจารย์ ดร.มันสิน คัมจุลเวศม์)


..... กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พิชญ รัชฎาวงศ์)


..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ)

4970510121 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS : ANAEROBIC BAFFLED REACTOR / NITRATE / SULFATE / IRON

MONCHAI PUMKAEW: BEHAVIOR OF ANAEROBIC BAFFLED REACTOR ON THE REMOVAL OF NITRATE AND SULFATE IN THE SYNTHETIC WASTEWATER. THESIS ADVISOR: ASST.PROF. WIBOONLUK PUNGRASMI, Ph.D., THESIS CO-ADVISOR: ASSOC.PROF. MUNSIN TUNTOOLAVEST, Ph.D., 133 pp.

The purpose of this thesis is to study the microbial behavior of anaerobic baffled reactor (ABR) and the removal efficiency of nitrate and sulfate from the synthetic wastewater. The experiments had been divided into two phases. In the first phase, three experimental runs had been performed at the same time using 3 separate reactors. There are no covers for all reactors and each reactor has 16 liters of working volume which divided into 4 equal-volume compartments and operated with 2 day-HRT. The reactors were initially seeded with anaerobic digested sludge and fed with the synthetic wastewater prepared from tap water using sugar as a carbon source. Three reactors were operated separately at varied COD/NO_x-N (Nitrate + Nitrite) ratio of 1.43 ± 0.23 , 5.49 ± 0.62 and 10.37 ± 0.74 mg·COD/mg·N respectively, and also at COD/Sulfate ratios of 0.65 ± 0.11 , 2.52 ± 0.23 and 4.77 ± 0.23 mg·COD/mg·SO₄²⁻, respectively. It was found that the highest efficiency of nitrate and sulfate removal was obtained under the condition of COD/NO_x-N ratio of 5.49 ± 0.62 . Nitrate was almost removed in the second compartment of reactor, while roughly 48% of sulfate could be removed in the forth compartment. On the contrast, under COD/NO_x-N ratio about 1.43 ± 0.23 , significant concentration of nitrite was detected. This suggests the uncompleted denitrification due to insufficient COD. However, under COD/NO_x-N ratio of 10.37 ± 0.74 , the sulfate removal efficiency could be less than 10%, it seemed to have inhibitory effect on sulfate reduction. In the second phase of work, effect of ferric iron addition was examined by varying two Fe³⁺: COD ratios of 0.02 and 0.10 mg·Fe/g·COD. The experimental results revealed that higher amount of ferric iron addition (Fe³⁺: COD = 0.10 mg·Fe/g·COD) could remarkably improve the efficiency of sulfate removal. In addition, under lower amount of ferric iron addition, the results suggested that significant amount of nitrate was reduced via the process of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia (DNRA) in the first compartment. Therefore, the amount of iron addition might affect on the shift between denitrification and DNRA.

Department : Environmental Engineering
Field of Study : Environmental Engineering
Academic Year : 2552

Student's Signature
Advisor's Signature
Co-Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณ์ ฟังรัมย์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ที่ได้สละและทุ่มเทเวลาในการสั่งสอนและให้คำแนะนำที่เป็นประโยชน์อย่างมากต่อตัวผู้วิจัย ตลอดจนเป็นกำลังใจและสนับสนุนให้ผู้วิจัยได้ทำงานต่างๆ ได้อย่างเต็มที่และมีประสิทธิภาพ รวมถึงให้โอกาสต่างๆ ที่ทำให้ผู้วิจัยได้พัฒนาความรู้ความสามารถของตนเอง

ขอกราบขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร. มั่นสิน ตันทุลเวศม์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ที่เป็นประโยชน์นี้แก่ผู้วิจัย และช่วยจุดประกายความคิดต่างๆ อีกมากมายเกี่ยวกับงานวิจัย รวมถึงให้แนวทางและคำแนะนำที่เป็นประโยชน์อย่างมากต่อการทำงานวิจัย ตลอดจนช่วยสนับสนุนสถานที่ อุปกรณ์ และสารเคมีในงานวิจัยนี้

ขอขอบพระคุณประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร. อรทัย ชวาลภาฤทธิ์ และกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. พิชญ์ รัชฎาวงศ์ และอาจารย์ ดร. สาทโรช บุญยกิจสมบัติ ที่ได้สละเวลาในการสอบวิทยานิพนธ์ และให้คำแนะนำที่เป็นประโยชน์อันเป็นแนวทางที่ทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และบริษัท แซน.อี. 68 จำกัด ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์ในการใช้สถานที่ อุปกรณ์ในการวิจัย และเครื่องมือของห้องปฏิบัติการวิจัย

ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัยที่มอบทุน 90 ปี จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย รุ่นที่ 3 ปีงบประมาณ 2550 เพื่อสนับสนุนการทำงานวิจัยนี้

ขอขอบคุณเพื่อนๆ พี่ๆ และน้องๆ ที่ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่มีส่วนช่วยให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

สุดท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา และญาติพี่น้องทุกๆ คนที่ให้การสนับสนุนและคอยช่วยเหลือ รวมทั้งเป็นกำลังใจในการศึกษาจนทำให้การศึกษาครั้งนี้ประสบผลสำเร็จได้ตามที่ตั้งใจ

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ญ
สารบัญรูป.....	ฎ
บทที่ 1 บทนำ	
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	3
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	3
1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ.....	4
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	
แนวคิดและทฤษฎี.....	5
2.1 วัฏจักรไนโตรเจน (Nitrogen cycle).....	7
2.2 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification).....	10
2.2.1 ชีวเคมีของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	11
2.2.2 แบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ (Denitrifying bacteria/Denitrifier).....	11
2.2.3 กลไกการทำงานของเซลล์.....	12
2.2.4 สภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	16
2.3 กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (Dissimilatory nitrate reduction to ammonia; DNRA).....	18
2.4 วัฏจักรซัลเฟอร์ (Sulfur cycle).....	21
2.5 กระบวนการซัลเฟตรีดักชัน (Sulfate reduction).....	24
2.5.1 แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate reducing bacteria; SRB).....	25
2.5.2 กระบวนการสร้างพลังงานของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต.....	27
2.5.3 สับสเตรตสำหรับแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต.....	29
2.5.4 ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน.....	31

บทที่	หน้า	
2.6	ระบบบำบัดน้ำเสียถึงปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบมีแผ่นกั้นหรือเอปียาร์ (Anaerobic baffled reactor).....	32
2.6.1	การทำงานของระบบเอปียาร์.....	33
2.6.2	ลักษณะของกลุ่มแบคทีเรียในถังปฏิกรณ์.....	35
2.7	เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	36
 บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย		
	แผนการทดลอง.....	46
3.1	แผนการทดลองช่วงที่ 1.....	46
3.1.1	การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์.....	49
3.1.2	เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	50
3.1.3	จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย.....	52
3.1.4	เทคนิคการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสีย	52
3.2	แผนการทดลองช่วงที่ 2.....	54
3.2.1	การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์และการติดตั้งชุดอุปกรณ์.....	54
3.2.2	จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย.....	56
 บทที่ 4 ผลการทดลองและการวิเคราะห์ผล		
4.1	ช่วงการทดลองที่ 1 : ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่อประสิทธิภาพ การกำจัดไนเตรตและซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปียาร์.....	59
4.1.1	ผลต่อการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์.....	62
4.1.2	ผลต่อการกำจัดซัลเฟต.....	70
4.1.3	ปัจจัยแวดล้อมที่มีผลต่อการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต.....	73
4.1.4	ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ.....	78
4.2	ช่วงการทดลองที่ 2 : ผลของปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่อประสิทธิภาพการ กำจัดไนเตรตและซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปียาร์.....	85
4.2.1	ผลต่อการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์.....	87
4.2.2	ผลต่อการกำจัดซัลเฟต.....	93
4.2.3	ปัจจัยแวดล้อมที่มีผลต่อการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต.....	96
4.2.4	ผลต่อการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ.....	97

บทที่ 5	สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ	
5.1	สรุปผลการวิจัย.....	100
5.2	ข้อเสนอแนะ.....	101
	รายการอ้างอิง.....	103
	ภาคผนวก.....	107
	ภาคผนวก ก	108
	ภาคผนวก ข.....	127
	ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	133



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย.....	6
2.2	ค่าเลขออกซิเดชันของสารประกอบไนโตรเจน (Oxidation states of Nitrogen compound).....	7
2.3	กระบวนการหลักในวัฏจักรไนโตรเจนและแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง.....	8
2.4	กระบวนการไนเตรติฟิเคชันโดยจุลินทรีย์กลุ่มโปรคาริโอต.....	10
2.5	แบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ที่พบในระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง.....	12
2.6	ค่าสัมประสิทธิ์ไคเนติกส์ของดีไนทริฟิเคชัน.....	15
2.7	ค่าอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ.....	16
2.8	ปริมาณสารอินทรีย์ที่ต้องการสำหรับดีไนทริฟิเคชัน.....	18
2.9	ชนิดของแบคทีเรียที่สามารถเปลี่ยนไนเตรตหรือไนไตรต์ไปเป็นแอมโมเนีย ด้วยกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ.....	20
2.10	ค่าเลขออกซิเดชันของสารประกอบซัลเฟอร์ (Oxidation states of Sulfur compound).....	21
2.11	กระบวนการหลักในวัฏจักรซัลเฟอร์และแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง.....	22
2.12	ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์กลุ่มกรดไขมันระเหยโดยแบคทีเรียกลุ่ม รีดิวซ์ซัลเฟต.....	26
3.1	ตัวแปรและค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 1.....	48
3.2	พารามิเตอร์ต่างๆ และค่าที่ใช้จริงในการเดินระบบถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ 3 ชุดของ การทดลองช่วงที่ 1.....	49
3.3	อัตราส่วนการเติมค่าสภาพต่าง ธาตุอาหารหลักและธาตุอาหารรองในน้ำเสีย สังเคราะห์.....	50
3.4	องค์ประกอบการเตรียมน้ำเสียดังเคราะห์สำหรับถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ 3 ชุด.....	50
3.5	รายละเอียดจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ความถี่ และพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ใน การทดลองช่วงที่ 1.....	53
3.6	ตัวแปรและค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 2	55
3.7	พารามิเตอร์ต่างๆ และค่าที่ใช้จริงในการเดินระบบถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ในช่วงการ ทดลองที่ 2.....	56

3.8	รายละเอียดจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ความถี่ และพารามิเตอร์ต่างๆที่ทำการวิเคราะห์ในช่วงการทดลองที่ 2.....	57
4.1	ค่าเฉลี่ยซีโอดี ในเทรต ไนไตรต์ ซัลเฟต และซัลไฟด์ในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลองในช่วงการทดลองที่ 1.....	61
4.2	ค่าเฉลี่ยร้อยละประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ในเทรต และซัลเฟตของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลองในช่วงการทดลองที่ 1.....	68
4.3	ค่าเฉลี่ยพีเอช โออาร์พี กรดไขมันระเหย สภาพด่าง และสภาพนำไฟฟ้า ในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลองในช่วงการทดลองที่ 1.....	75
4.4	ค่าเฉลี่ยซีโอดี ในเทรต ไนไตรต์ แอมโมเนีย ซัลเฟต และซัลไฟด์ในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ในช่วงการทดลองที่ 2.....	89
4.5	ค่าเฉลี่ยร้อยละประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ในเทรต ใน ไตรเจนทั้งหมด และซัลเฟตในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ในช่วงการทดลองที่ 2.....	92
4.6	ค่าเฉลี่ยพีเอช สภาพด่าง และกรดไขมันระเหยในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ในช่วงการทดลองที่ 2.....	97

สารบัญรูป

รูปที่		หน้า
2.1	ลำดับชั้นของกระบวนการหายใจ (Electron tower) เรียงลำดับก่อนและหลังของการเกิดปฏิกิริยาจากด้านล่างขึ้นด้านบน.....	6
2.2	วิถีของกระบวนการต่างๆ ในวัฏจักรไนโตรเจน.....	8
2.3	วิถีของกระบวนการต่างๆ ในวัฏจักรซัลเฟอร์.....	22
3.1	แผนผังสรุปการดำเนินงานวิจัยทั้งหมด.....	47
3.2	แผนภาพและรูปถ่ายถึงปฏิกรณ์เอปียอร์ 3 ชุดที่ใช้ในช่วงการทดลองที่ 1.....	51
3.3	ตัวอย่างกราฟมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์ไนเตรตด้วยวิธี Ion selective electrodes.....	53
3.4	แผนภาพและรูปถ่ายถึงปฏิกรณ์เอปียอร์ที่ใช้ในช่วงการทดลองที่ 2.....	55
4.1	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซีโอดี ไนเตรต และซัลเฟตในน้ำทิ้งจาก 3 ชุดการทดลอง.....	60
4.2	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต ไนไตรต์ และซีโอดีในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง	64
4.3	ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต ไนไตรต์และซีโอดีในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง	67
4.4	ปริมาณความเข้มข้นของซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง.....	71
4.5	ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง.....	71
4.6	ความเข้มข้นซัลไฟด์ในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง.....	71
4.7	การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช สภาพค่า และกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง	74
4.8	การเปลี่ยนแปลงค่าไออาร์พี (ก) และค่าสภาพนำไฟฟ้า (ข) ในถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง.....	77
4.9	ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เอปียอร์และน้ำทิ้งจาก 3 ชุดการทดลองเมื่อมองจากด้านบนของแต่ละถังปฏิกรณ์.....	79
4.10	ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์จากช่องที่ 2 และ 3 ของถังปฏิกรณ์ชุดการทดลองที่ 2.	81

4.11	สมมุติฐานแบบจำลอง โครงสร้างเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ ในสภาวะที่มีทั้งไนเตรตและซัลเฟตความเข้มข้นสูง.....	81
4.12	ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ เอปปีอาร์ในช่องที่ 2 ของชุดการทดลองที่ 2.....	83
4.13	ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ เอปปีอาร์ในช่องที่ 3 ของชุดการทดลองที่ 2.....	84
4.14	ค่าความเข้มข้นไนเตรต ไนไตรต์ แอมโมเนีย ซัลเฟตและซีโอดีในน้ำทิ้งจาก ระบบฯ.....	86
4.15	ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด ซัลเฟตและซีโอดีในน้ำทิ้งจาก ระบบฯ.....	86
4.16	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต ไนไตรต์ แอมโมเนีย และซีโอดีใน ถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์.....	88
4.17	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนไตรต์ และไนโตรเจนทั้งหมดในถังปฏิกรณ์ เอปปีอาร์.....	88
4.18	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์	95
4.19	การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช สภาพต่าง และกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์ เอปปีอาร์.....	95

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ในปัจจุบันการปนเปื้อนของไนเตรดลงสู่แหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดินเป็นปัญหาที่ได้รับความสนใจเป็นอย่างมาก เนื่องจากไนเตรดไม่สามารถถูกกำจัดได้ด้วยกระบวนการผลิตน้ำประปาจึงส่งผลให้มีไนเตรดปนเปื้อนในน้ำอุปโภคและบริโภค ซึ่งพบว่าการบริโภคไนเตรดเข้าไปในปริมาณมากสามารถก่อให้เกิดโรคที่ร้ายแรงได้ เช่น เด็กเล็กที่บริโภคน้ำที่มีปริมาณไนเตรดสูงอย่างต่อเนื่องจะส่งผลกระทบต่อการทำงานของเม็ดเลือดแดง ทำให้ร่างกายเกิดอาการขาดออกซิเจน เด็กจะมีอาการตัวเขียวหรือที่เรียกว่า Bluebaby syndrome ดังนั้นกระทรวงสาธารณสุขและสำนักงานมาตรฐานอุตสาหกรรมจึงได้มีการกำหนดมาตรฐานปริมาณไนเตรดในน้ำดื่มต้องไม่เกิน 10 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร หรือ 45 มิลลิกรัมไนเตรดต่อลิตร สำหรับการปนเปื้อนของสารประกอบอนินทรีย์ของไนเตรด เช่น โพแทสเซียมไนเตรด และแอมโมเนียมไนเตรดจะเกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตและปลดปล่อยของภาคอุตสาหกรรม ได้แก่ อุตสาหกรรมผลิตปุ๋ยเคมี อุตสาหกรรมตกแต่งผิวโลหะ อุตสาหกรรมการผลิตยา และอุตสาหกรรมผลิตวัตถุระเบิด เป็นต้น เนื่องจากในกระบวนการผลิตของอุตสาหกรรมเหล่านี้ใช้กรดไนตริกเป็นองค์ประกอบ หรือใช้เป็นตัวเร่งสำหรับการชะล้าง ซึ่งน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารประกอบอนินทรีย์ของไนเตรดเหล่านี้จะถูกปล่อยทิ้งลงระบบบำบัดน้ำเสีย ส่วนซัลเฟตเป็นสารที่มีพบในธรรมชาติอยู่แล้ว แต่การปนเปื้อนซัลเฟตที่ความเข้มข้นสูงมักเกิดจากภาคอุตสาหกรรมเช่นกัน โดยเฉพาะอุตสาหกรรมที่มีการใช้กรดซัลฟูริกเป็นปริมาณมาก เช่น อุตสาหกรรมตกแต่งผิวโลหะและอุตสาหกรรมผลิตวัตถุระเบิด โดยถึงแม้ว่าซัลเฟตจะไม่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมแต่ซัลเฟตสามารถเปลี่ยนรูปกลายเป็นสารประกอบซัลไฟด์ได้เมื่ออยู่ในสภาวะไร้อากาศ ซึ่งซัลไฟด์นี้เองเป็นสารที่มีกลิ่นเหม็นรุนแรงและมีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ

จากลักษณะสมบัติที่คล้ายคลึงกันของไนเตรดและซัลเฟตคือ เป็นสารที่สามารถละลายน้ำได้เป็นอย่างดี จึงทำให้สารทั้งสองชนิดนี้ถูกกำจัดออกจากน้ำเสียได้ยาก ถึงแม้ว่าในปัจจุบันจะมีการคิดค้นเทคโนโลยีต่างๆ ที่อาศัยกระบวนการทางเคมีและกายภาพที่สามารถกำจัดไนเตรดและซัลเฟตเข้มข้นสูงได้อย่างมีประสิทธิภาพก็ตาม แต่เทคโนโลยีเหล่านี้จะมีค่าใช้จ่ายสูงและไม่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณมาก โดยทางเลือกหนึ่งที่มีความน่าสนใจสำหรับการกำจัดไนเตรดและซัลเฟตเข้มข้นสูงคือ การบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพเนื่องจากมีค่าใช้จ่ายที่ต่ำกว่า

แต่ข้อดีของเทคโนโลยีนี้คือ ความยากในการควบคุมระบบฯ ให้สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งปัจจัยหนึ่งที่เป็นตัวกำหนดประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตด้วยกระบวนการทางชีวภาพคือ ปริมาณสารอินทรีย์ในระบบฯ ซึ่งต้องมีให้เพียงพอต่อกระบวนการบำบัดที่เกิดขึ้น แต่ด้วยลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่มีไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูงส่วนใหญ่ มักพบว่าปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพียงเล็กน้อยไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตด้วยกระบวนการทางชีวภาพ จึงต้องทำการเติมสารอินทรีย์จากแหล่งอื่นเข้าไปในระบบฯ เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นปริมาณสารอินทรีย์ที่ต้องเติมลงไปเพื่อบำบัดน้ำเสียประเภทนี้จึงเป็นตัวแปรที่สำคัญของกระบวนการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากเป็นค่าใช้จ่ายเพิ่มเติมที่ต้องจ่ายอย่างมหาศาลในการเดินระบบฯ

งานวิจัยนี้จึงมุ่งศึกษาถึงพฤติกรรมและประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศด้วยถังปฏิกรณ์แบบเอบีอาร์ (Anaerobic Baffled Reactor ; ABR) ในการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูง โดยพิจารณาถึงค่าอัตราส่วนปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตในน้ำเสีย ซึ่งตามทฤษฎีแล้วกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเพื่อกำจัดไนเตรตมีความต้องการซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนที่อัตราส่วนประมาณ 4.5 - 5.3 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน (Tchobanoglous และคณะ, 2002) และกระบวนการซัลเฟตรีดักชันเพื่อกำจัดซัลเฟตมีความต้องการซีโอดีต่อซัลเฟตที่อัตราส่วนประมาณ 0.67 กรัมซีโอดีต่อกรัมซัลเฟต (Speece, 1996) ดังนั้นการเข้าใจถึงค่าอัตราส่วนปริมาณซีโอดีต่อไนเตรตหรือซัลเฟตที่แน่นอน และตลอดจนพฤติกรรมและกระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์จะช่วยให้นักวิศวกรสามารถออกแบบและควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ภายใต้เงื่อนไขที่ประหยัดค่าใช้จ่ายได้มากยิ่งขึ้น นอกจากนี้การประยุกต์ใช้รูปแบบถังปฏิกรณ์แบบเอบีอาร์ในการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตยังมีข้อดีที่น่าสนใจคือ ตัวถังปฏิกรณ์มีการแบ่งเป็นช่องย่อย (Compartment) ซึ่งสามารถแบ่งเฟสหรือขั้นตอนของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นแต่ละขั้นตอนได้ ทำให้มีความเหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีหลายกระบวนการเกิดขึ้นในถังปฏิกริยาใบเดียว อีกทั้งเป็นรูปแบบถังปฏิกรณ์ที่สามารถเก็บกักเชื้อจุลินทรีย์ได้มากจึงทำให้สามารถรองรับอัตราภาระสารอินทรีย์ได้สูง นอกจากนี้ยังเป็นระบบที่มีการออกแบบและก่อสร้างไม่ซับซ้อนเมื่อเปรียบเทียบกับระบบอื่นที่มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน เช่น ระบบยูเอสบี (UASB) เป็นต้น

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาพฤติกรรมและความสามารถของระบบเอปียาร์ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีทั้งองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟต
2. เพื่อศึกษากระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการซัลเฟตรีดักชันที่เกิดขึ้นต่อเนื่องกันในถังปฏิกรณ์เอปียาร์
3. เพื่อศึกษาค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตและซัลเฟตที่เหมาะสมและเพียงพอสำหรับการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตที่มีความเข้มข้นสูง
4. เพื่อศึกษาผลของเฟอร์ริกไอออนที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการด้วยแบบจำลองถังปฏิกรณ์ไร้อากาศชนิดมีแผ่นกั้นหรือเอปียาร์ เติมนระบบทดลองที่อุณหภูมิห้อง ณ ห้องปฏิบัติการ บริษัท แชน.อี.68 จำกัด และที่ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งในการศึกษาวิจัยได้กำหนดขอบเขตต่างๆ ของการวิจัยไว้ดังนี้

1. น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นในห้องปฏิบัติการ โดยใช้น้ำตาลทรายเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนและใช้โซเดียมไนเตรต (NaNO_3) และโซเดียมซัลเฟต (Na_2SO_4) เป็นแหล่งของไนเตรตและซัลเฟตตามลำดับ นอกจากนี้ยังมีการเติมสารอาหารที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ได้แก่ สารละลายโซเดียมไฮโดรเจนฟอสเฟต และสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์เพื่อเป็นแหล่งฟอสฟอรัสและธาตุเหล็กตามลำดับ
2. หัวเชื้อ (Seed) ที่ใช้ในการเริ่มต้นเดินระบบฯ เป็นหัวเชื้อแอนแอโรบิกจากสลัดจ์ในถังย่อยเศษผักและผลไม้ ของบริษัท แชน.อี. 68 จำกัด
3. ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ประกอบขึ้นจากแผ่นกระจกใสหนา 5 มม. ขนาดความจุใช้งานประมาณ 16 ลิตร แบ่งเป็น 4 ช่องย่อยที่มีขนาดเท่ากัน
4. ทำการเดินระบบฯ แบบต่อเนื่อง โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เพื่อทำการประเมินประสิทธิภาพของระบบจนกระทั่งเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยประสิทธิภาพของระบบฯ พิจารณาจากปริมาณซีโอดี ไนเตรต และซัลเฟตที่ถูกกำจัดในแต่ละช่องถัง รวมถึงทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่จำเป็นเพื่อประเมินพฤติกรรมต่างๆ ของระบบฯ ได้แก่ ปริมาณไนไตรต์ แอมโมเนีย ไฮโดรเจนซัลไฟด์ และอื่นๆ

5. ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ตามวิธีมาตรฐานที่ระบุใน Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21st edition (2005)

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ

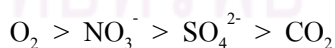
1. ทำให้ทราบถึงพฤติกรรมและความสามารถของระบบเอปียอร์ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีทั้งองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟต
2. ทำให้ทราบถึงลำดับชั้นการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันและปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันเมื่อน้ำเสียมียังองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟต
3. ทำให้ทราบถึงปริมาณความต้องการสารอินทรีย์ที่เพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีทั้งองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟต
4. ทำให้ทราบถึงผลกระทบของการเติมเฟอร์ริกไอออนต่อกระบวนการบำบัดไนเตรตและซัลเฟต เมื่อเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนแตกต่างกัน
5. ทำให้ทราบแนวทางที่จะนำความรู้ที่ได้รับไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจริงต่อไปในอนาคต

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

แนวคิดและทฤษฎี

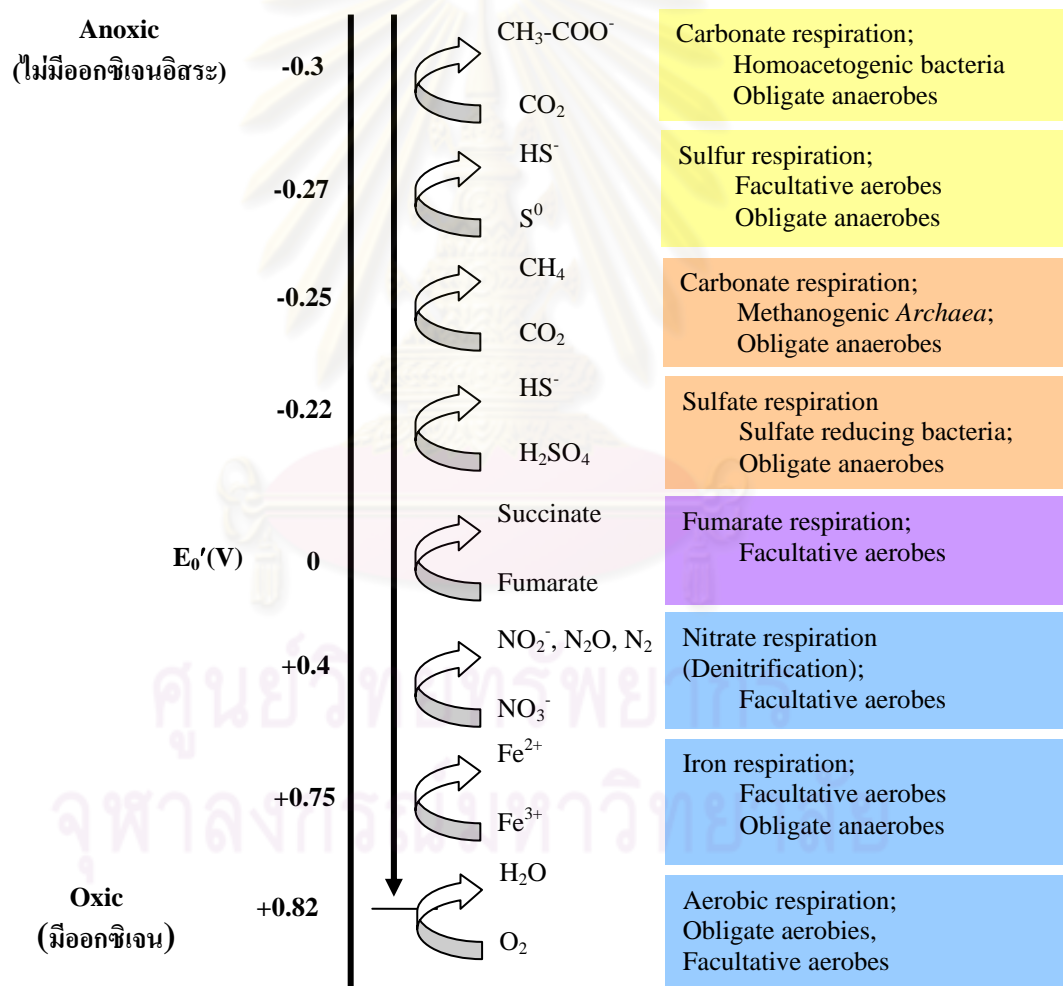
สำหรับปฏิกิริยาการบำบัดน้ำเสียนั้นไม่ว่าจะเป็นแบบใช้อากาศหรือแบบไร้อากาศก็ตาม ล้วนแต่มีกลไกพื้นฐานร่วมกัน กล่าวคือ ทั้งคู่เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชันซึ่งเป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้อิเล็กตรอน (Electron donor) และสารรับอิเล็กตรอน (Electron acceptor) โดยสารอินทรีย์หรือมลสารในน้ำเสียส่วนใหญ่จะเป็นสารให้อิเล็กตรอนเนื่องจากมีพลังงานอยู่ในตัวสูง ส่วนสารอย่างอื่นที่มีอยู่ในน้ำจะเป็นสารรับอิเล็กตรอน ซึ่งความแตกต่างระหว่างปฏิกิริยาการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศและแบบไร้อากาศนี้จะอยู่ที่ประเภทของสารรับอิเล็กตรอน หากพิจารณาโดยจำแนกกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ จากสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการจะสามารถจำแนกได้ดังตารางที่ 2.1 โดยจะเห็นว่าถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจนอิสระ (O_2) จะเรียกปฏิกิริยาดังกล่าวว่าเป็นปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจนหรือแอโรบิก แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนไม่ใช่ออกซิเจนอิสระ โดยอาจเป็นซัลเฟต (SO_4^{2-}) ไนเตรต (NO_3^-) หรือคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ก็จะเรียกปฏิกิริยาดังกล่าวว่าเป็นปฏิกิริยาแบบไร้อากาศหรือแอนแอโรบิก แต่สำหรับในกรณีที่มีสารรับอิเล็กตรอนหลายชนิดในน้ำเสียหนึ่งๆ เมื่อพิจารณาเฉพาะปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์เป็นหลัก ปัจจัยที่จะเป็นตัวตัดสินว่าภายในระบบๆ จะมีสารใดเป็นรับอิเล็กตรอนนั้นก็คือ ปริมาณพลังงานที่แบคทีเรียจะได้รับจากการใช้สารรับอิเล็กตรอนตัวนั้น ตัวอย่างเช่น การเปรียบเทียบระหว่างออกซิเจน ไนเตรต ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์ สามารถเรียงลำดับปริมาณพลังงานที่ได้จากมากไปน้อย ดังนี้



นอกจากสารรับอิเล็กตรอนทั้ง 4 ชนิดดังกล่าวที่สามารถพบได้โดยทั่วไปในระบบบำบัดน้ำเสีย พบว่ายังมีสารอีกหลายชนิดที่แบคทีเรียสามารถใช้เป็นสารรับอิเล็กตรอนได้ เช่น เหล็กและแมงกานีส ซึ่งปัจจัยที่ส่งผลต่อลำดับการเกิดปฏิกิริยาก็ยังคงเป็นปริมาณพลังงานที่แบคทีเรียจะได้รับจากการใช้สารรับอิเล็กตรอนตัวนั้นๆ ดังรูปที่ 2.1 แต่อย่างไรก็ตามการแข่งขันเพื่อแย่งชิงการใช้สับสเตรตของแบคทีเรียกลุ่มต่างๆ ยังได้รับอิทธิพลจากปัจจัยแวดล้อมอื่นๆ อีกมากมาย เช่น ช่วงอุณหภูมิและค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มนั้นๆ รวมถึงสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียอีกด้วย

ตารางที่ 2.1 ปฏิกริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มันสิน ตัณฑุลงค์, 2546)

สารให้อิเล็กตรอน	สารอินทรีย์				
สารรับอิเล็กตรอน	ออกซิเจน	สารอินทรีย์	ไนเตรต	ซัลเฟต	คาร์บอนไดออกไซด์
ผลของปฏิกิริยา	ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์	สารอินทรีย์โมเลกุลเล็ก	ก๊าซไนโตรเจน	ซัลไฟด์	ก๊าซมีเทน
ชื่อปฏิกิริยารีดอกซ์	Aerobic oxidation	Fermentation	Denitrification	Sulfate reduction	Methanogenesis



รูปที่ 2.1 ลำดับชั้นของกระบวนการหายใจ (Electron tower) เรียงลำดับก่อนและหลังของการเกิดปฏิกิริยาจากด้านล่างขึ้นด้านบน (Medigan และ Martinko, 2006)

2.1 วัฏจักรไนโตรเจน (Nitrogen cycle)

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักที่สำคัญของโปรตีนและกรดนิวคลีอิกในเซลล์สิ่งมีชีวิตทุกชนิดจึงมีความสำคัญต่อวงจรของสิ่งมีชีวิตทุกรูปแบบ ถึงแม้ว่าไนโตรเจนจะเป็นธาตุที่มีปริมาณมากถึงร้อยละ 79 ในชั้นบรรยากาศ แต่ไนโตรเจนก็เป็นธาตุที่มีอยู่อย่างจำกัดในดินและน้ำ เนื่องจากก๊าซไนโตรเจน (N_2) มีความคงตัวมากและเปลี่ยนรูปได้ยาก ในธรรมชาติไนโตรเจนสามารถอยู่ในสารประกอบต่างๆ โดยมีค่าเลขออกซิเดชันตั้งแต่ +5 (Nitrate ; NO_3^-) จนถึง -3 (Ammonia ; NH_3) ดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ค่าเลขออกซิเดชันของสารประกอบไนโตรเจน (Oxidation states of Nitrogen compound) (Medigan และ Martinko, 2006)

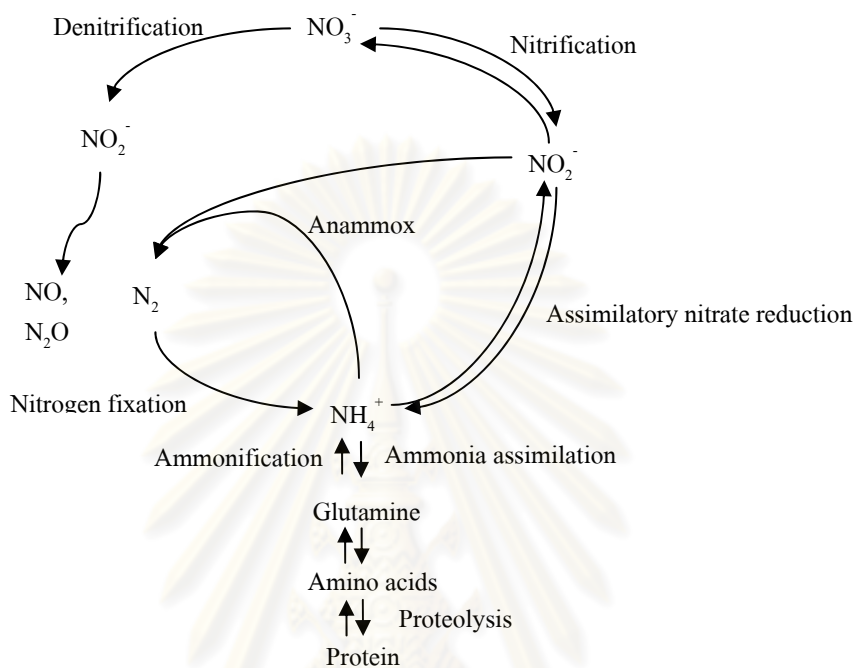
สารประกอบ	เลขออกซิเดชัน
Organic N (R-NH ₂)	-3
Ammonia (NH ₃)	-3
Nitrogen gas (N ₂)	0
Nitrous oxide (N ₂ O)	+1
Nitrogen oxide (NO)	+2
Nitrite (NO ₂ ⁻)	+3
Nitrogen dioxide (NO ₂)	+4
Nitrate (NO ₃ ⁻)	+5

กระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นในวัฏจักรไนโตรเจนสามารถแสดงได้ด้วยแผนภาพดังรูปที่ 2.2 และจำแนกตามชนิดของปฏิกิริยาได้ดังตารางที่ 2.3 โดยมีรายละเอียดดังนี้ (Bitton, 2005)

1. Nitrogen fixation เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนรูปก๊าซไนโตรเจนเป็นแอมโมเนียมไอออนซึ่งอยู่ในรูปที่สิ่งมีชีวิตสามารถนำไปใช้ได้ แต่ด้วยกระบวนการดังกล่าวต้องแตกพันธะสามของไนโตรเจนออกจึงต้องใช้พลังงานมาก ดังนั้นจะมีแบคทีเรียเพียงบางชนิดและไซยาโนแบคทีเรีย (Cyanobacteria) ที่สามารถตรึงไนโตรเจนได้

2. Nitrogen assimilation เป็นกระบวนการนำเอาไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือไนเตรตไปใช้ในการสร้างเซลล์ที่เป็นองค์ประกอบของโปรตีนและสารประกอบกรดนิวคลีอิก โดยทั่วไปเซลล์จะต้องการปริมาณไนโตรเจนเมื่อเทียบกับปริมาณคาร์บอนที่ใช้ในการสร้างเซลล์ (C/N) เท่ากับ 1:10

3. **Nitrogen mineralization (Ammonification)** เป็นกระบวนการเปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ในโตรเจนไปเป็นสารประกอบอนินทรีย์ในโตรเจน เช่น การย่อยสลายโปรตีนเป็นกรดอะมิโนซึ่งได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายเป็นแอมโมเนีย โดยกระบวนการนี้เกิดขึ้นในสภาวะแอนน็อกซิก (Anoxic) ในขั้นตอนการไฮโดรไลซิสและ/หรือขั้นตอนของกระบวนการหมัก



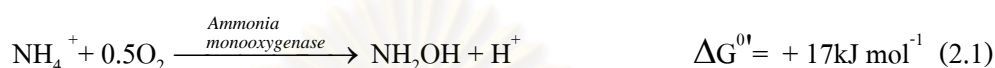
รูปที่ 2.2 วิธีของกระบวนการต่างๆ ในวัฏจักรไนโตรเจน (Mohan และคณะ, 2007)

ตารางที่ 2.3 กระบวนการหลักในวัฏจักรไนโตรเจนและแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง (Medigan และ Martinko, 2006)

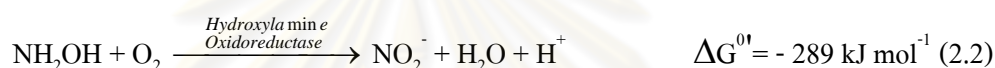
กระบวนการ	ตัวอย่างกลุ่มแบคทีเรีย
Nitrification ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$)	
($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$)	<i>Nitrosomonas</i>
($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$)	<i>Nitrobacter</i>
Denitrification ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$)	<i>Bacillus, Paracoccus, Pseudomonas</i>
N₂ Fixation ($\text{N}_2 + 8\text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2$)	
Free-living -Aerobic	<i>Azotobacter, Cyanobacteria</i>
-Anaerobic	<i>Clostridium, purple และ green bacteria</i>
Symbiotic	<i>Rhizobium, Bradyrhizobium, Frankia</i>
Ammonification (Organic-N $\rightarrow \text{NH}_4^+$)	แบคทีเรียหลายกลุ่ม
Anammox ($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_3 \rightarrow 2\text{N}_2$)	<i>Brocadia</i>

4. Nitrification เป็นกระบวนการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรต ประกอบด้วยปฏิกิริยา 2 ขั้นตอนดังนี้

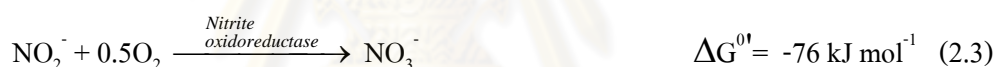
1. การเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรต์ โดยแบคทีเรีย Ammonia oxidizing bacteria (AOB) ได้แก่ *Nitrosomonas Nitrosospira Nitrosococcus Nitrosolobus* และ *Nitrosovibrio* ซึ่งเป็นแบคทีเรียกลุ่ม Aerobic chemolithoautotrophs ทำงานได้ดีในสภาวะที่พีเอชเป็นกลาง 7 - 8 โดยกระบวนการที่เกิดขึ้นแบ่งเป็นได้สองขั้นตอน ในขั้นตอนแรกเป็นการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไฮดรอกซิลามีน (NH_2OH) ดังสมการที่ 2.1



แต่ขั้นตอนนี้ไม่ให้พลังงานแก่แบคทีเรีย ดังนั้น NH_2OH จะถูกย่อยสลายต่ออย่างรวดเร็วในขั้นตอนที่สองเพื่อเปลี่ยนเป็นไนไตรต์ ดังสมการที่ 2.2



2. การเปลี่ยนไนไตรต์เป็นไนเตรต โดยแบคทีเรีย Nitrite oxidizing bacteria (NOB) ได้แก่ *Nitrobacter Nitrospira* และ *Nitrococcus* โดยกระบวนการที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการที่ 2.3



กระบวนการไนทรifikasi์ที่เกิดขึ้นต้องมีปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอ อีกทั้งต้องมีสภาพต่างเพียงพอสำหรับการสะเทินไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นและสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับเซลล์แบคทีเรีย ในทางทฤษฎีแล้วการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรตต้องการออกซิเจนเท่ากับ 4.6 มก. ออกซิเจนต่อ มก.แอมโมเนีย (Haandel และคณะ, 2006)

5. Dissimilatory nitrate reduction เป็นกระบวนการรีดิวซ์ไนเตรตเพื่อสร้างพลังงานจากกระบวนการหายใจ (Respiration) กระบวนการนี้ประกอบไปด้วยหลายขั้นตอน โดยมีไนไตรต์เป็นสารตัวกลาง (Intermediate product) ของกระบวนการ ซึ่งไนไตรต์จะถูกรีดิวซ์ต่อไปได้ 3 รูปแบบคือ

1. ไนไตรต์ถูกรีดิวซ์ให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจน โดยกระบวนการที่เรียกว่า Denitrification ที่ประกอบด้วย 4 ขั้นตอนย่อย คือ $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ ซึ่งจะกล่าวโดยละเอียดในลำดับถัดไป

2. ไนไตรต์ถูกรีดิวซ์ไปเป็นแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) โดยกระบวนการที่เรียกว่า Nitrate ammonification หรือ Dissimilatory nitrate reduction to ammonia (DNRA)

3. ไนไตรต์ถูกรีดิวซ์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจนควบคู่ไปกับการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไอออนโดยกระบวนการที่เรียกว่า แอนนามอกซ์ (Anammox)

2.2 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification)

สารอนินทรีย์ไนโตรเจนที่พบตามธรรมชาติ (น้ำและดิน) จะอยู่ในรูปของไนเตรตและแอมโมเนียมไอออนเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งไนโตรเจนในรูปของไนเตรตจะมีค่าเลขออกซิเดชัน (Oxidation stage) สูงสุด (+5) แต่เมื่ออยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออนจะมีค่าเลขออกซิเดชันต่ำสุด (-3) ซึ่งแบคทีเรียสามารถใช้ไนเตรตได้ 2 รูปแบบแบ่งตามประโยชน์และกระบวนการเมตาบอลิซึมที่เกิดขึ้น คือ

1. กระบวนการดีไนทริฟิเคชันแบบแอสสิมิลิเคชัน (Assimilation denitrification) เป็นกระบวนการรีดิวซ์ไนเตรตไปเป็นแอมโมเนียมไอออนเพื่อประโยชน์ในการสร้างเซลล์ เพราะกระบวนการสร้างเซลล์ของแบคทีเรียต้องใช้ไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) ซึ่งหากในน้ำเสียมีปริมาณแอมโมเนียมไอออนไม่เพียงพอ แบคทีเรียก็สามารถที่จะรีดิวซ์ไนเตรตเป็นแอมโมเนียมไอออนและนำไปใช้สร้างเซลล์ได้

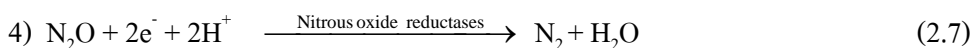
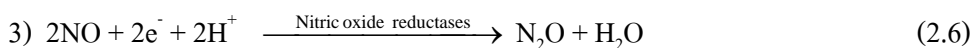
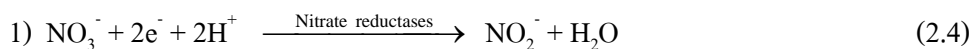
2. กระบวนการดีไนทริฟิเคชันแบบดิสสิมิลิเคชัน (Dissimilation denitrification) เป็นกระบวนการที่แบคทีเรียใช้ในเตรตเป็นสารรีดิวซ์เพื่อให้ได้พลังงาน ซึ่งกระบวนการแบบดิสสิมิลิเคชันยังสามารถแบ่งย่อยได้เป็น 2 รูปแบบตามผลิตภัณฑ์ที่ได้ คือ กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification) และกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) หรือโดยทั่วไปเรียกว่า Dissimilatory nitrate reduction to ammonia (DNRA) ดังแสดงในตารางที่ 2.4 แต่โดยนิยามแล้วถ้ากล่าวถึงกระบวนการดีไนทริฟิเคชันมักจะหมายถึง กระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนที่สามารถถูกกำจัดออกไปจากระบบฯ

ตารางที่ 2.4 กระบวนการไนเตรตรีดักชันโดยจุลินทรีย์กลุ่มโปรคาริโอต (Zumft, 1997)

Dissimilatory branch		Assimilatory branch
Denitrification (สร้างพลังงาน, การทิ้งอิเล็กตรอน)	Ammonification (การทิ้งอิเล็กตรอน, สร้างพลังงาน, กำจัดสารพิษ)	Assimilation (การสร้างเซลล์)
↓		↓
Respiratory nitrate reduction $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ (ไนเตรตถูกปล่อยออกมานอกเซลล์หรือถูกรีดิวซ์ต่อไป)		Assimilatory nitrate reduction $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ (ไนเตรตถูกรีดิวซ์ต่อไป)
↓		↓
Denitrification $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O}$ (ที่อยู่ในรูปก๊าซก็จะหลุดออกไป)	Ammonifying nitrite reduction $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$ (แอมโมเนียมไอออนถูกปล่อยออกนอกเซลล์)	Assimilatory nitrate reduction $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$ (แอมโมเนียมไอออนถูกนำไปสร้างเซลล์)
↓		
Nitrous oxide respiration $\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$		

2.2.1 ชีวเคมีของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันประกอบด้วยกระบวนการย่อย 4 ขั้นตอน คือ



ในขั้นตอนแรก (สมการที่ 2.4) เป็นการเปลี่ยนไนเตรต (NO_3^-) เป็นไนไตรต์ (NO_2^-) โดยมีเอนไซม์ Nitrate reductases (Nar) ซึ่งเป็นเอนไซม์ชนิด Membrane-bound complexes ที่ประกอบไปด้วย 3 หน่วยย่อย โดยแต่ละหน่วยย่อยจะประกอบด้วยกลุ่มเฟอร์รัส-ซัลเฟอร์ (Fe-S) จำนวน 8 ถึง 12 กลุ่มและ 1 อะตอมของโมลิบดีนัมในส่วน Catalytic subunit (Zumft, 1997)

ขั้นตอนที่สอง (สมการที่ 2.5) เป็นการเปลี่ยนไนไตรต์เป็นไนตริกออกไซด์ (NO) โดยมีเอนไซม์ Nitrite reductases (Nir) ที่มี Cytochrome Cd_1 (Cd_1 -Nir) หรือ Copper (CuNir) เป็นโคเอนไซม์ (Coenzyme) ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา โดยพบว่าประมาณ 75% ของเอนไซม์นี้ที่พบจะเป็นกลุ่ม Cd_1 -Nir ส่วนที่เหลือเป็นชนิด CuNir (Zumft, 1997)

ในขั้นตอนที่สาม (สมการที่ 2.6) เป็นการเปลี่ยนไนตริกออกไซด์ไปเป็นไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ไนตริกออกไซด์ 2 โมเลกุล รวมกันได้ไนตรัสออกไซด์ 1 โมเลกุล โดยมีเอนไซม์ Nitric oxide reductases (NOR) ที่มี Heme c, Heme b และ Non-heme iron เป็นโคแฟกเตอร์ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา

และในขั้นสุดท้าย (สมการที่ 2.7) เป็นการเปลี่ยนไนตรัสออกไซด์เป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) โดยมีเอนไซม์ Nitrous oxide reductases (N_2OR) ที่มีคอปเปอร์ (Cu) เป็นโคแฟกเตอร์ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ซึ่งพบว่าในสภาวะแวดล้อมปกติแล้วแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จำนวนหนึ่งที่ไม่สามารถผลิตเอนไซม์ได้ครบทุกชนิด เนื่องจากมีโลหะหนักบางตัวที่จำเป็นต่อการสร้างเอนไซม์ (ตัวอย่างเช่น เหล็ก ทองแดง และโมลิบดีนัม) ไม่เพียงพอต่อการนำมาเป็นองค์ประกอบในเอนไซม์ส่งผลให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์

2.2.2 แบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ (Denitrifying bacteria/Denitrifier)

กลุ่มแบคทีเรียที่สามารถใช้ในเทรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนเพื่อให้ได้มาซึ่งพลังงาน เรียกว่า แบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ เป็นสมาชิกของกลุ่ม Proteobacteria และยังถูกจำแนกประเภทไว้ในกลุ่ม Facultative aerobes ดังนั้นโดยพื้นฐานแล้วแบคทีเรียดีไนทริฟายเออร์จะใช้ออกซิเจนในกระบวนการหายใจ แต่เมื่อมีปริมาณออกซิเจนอยู่อย่างจำกัดก็สามารถใช้ในเทรตเป็น

สารรับอิเล็กตรอนได้ แม้ในธรรมชาติจะพบว่ามิแบคทีเรียหลายกลุ่มที่สามารถใช้ในเทรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนแล้วได้ผลิตภัณฑ์เป็นไนโตรไซด์ แต่แบคทีเรียเหล่านี้ไม่สามารถใช้ในไนโตรไซด์เป็นสารรับอิเล็กตรอนในลำดับขั้นต่อไป จึงเรียกแบคทีเรียกลุ่มนี้ว่า Nitrate respirator ส่วนแบคทีเรียที่สามารถใช้ในเทรตและไนโตรไซด์เป็นสารรับอิเล็กตรอนได้จนถึงขั้นตอนสุดท้ายและได้ผลิตภัณฑ์เป็นก๊าซไนโตรเจนจะเรียกว่า True denitrifier โดยแบคทีเรียดีไนทริฟายเออร์สามารถแบ่งย่อยตามลักษณะของแหล่งพลังงานได้ 3 กลุ่มคือ

1. กลุ่มที่ใช้สารอินทรีย์ (Organics) เป็นแหล่งพลังงาน เรียกว่า Organotrophs
2. กลุ่มที่ใช้สารอนินทรีย์ (Inorganics) เป็นแหล่งพลังงาน เรียกว่า Lithotrophs
3. กลุ่มที่ใช้แสงสว่าง (Light) เป็นแหล่งพลังงาน เรียกว่า Phototrophs

แต่ในธรรมชาติโดยทั่วไปจะพบกลุ่มที่ใช้สารอินทรีย์ในการเจริญเติบโตมากที่สุด เช่น *Pseudomonas* (*P. fluorescens*, *P. aeruginosa*) และ *Alcaligenes* เป็นต้น ตัวอย่างของแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ที่พบในระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งแสดงดังในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 แบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ที่พบในระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Haandel และคณะ, 2006)

Organotrophic	Lithotrophic	Phototrophic
General aerobic	Hydrogen use	<i>Rhodospseudomonas</i>
<i>Pseudomonas</i>	<i>Paracoccus</i>	
<i>Alcaligenes</i>	<i>Pseudomonas</i>	
<i>Flavobacterium</i>	<i>Alcaligenes</i>	
<i>Paracoccus</i>		
Fermentative	Sulfur use	
<i>Azospirillum</i>	<i>Thiobacillus</i>	
<i>Bacillus</i>	<i>Thiomicrospira</i>	
<i>Wolinella</i>	<i>Thermothrix</i>	
Halophilic		
<i>Halobacterium</i>		
<i>Paracoccus</i>		

2.2.3 กลไกการทำงานของเซลล์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

กลไกการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันคล้ายกับการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนและการออกซิไดซ์แอมโมเนียในขั้นตอนไนทริฟิเคชัน นั่นคือ สามารถใช้สมการ Monod's equation มาทำนายประสิทธิภาพของระบบได้เช่นกัน โดยในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะมีสับสเตรตอยู่

2 ชนิด คือ ไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นสมการ Monod's equation รวมของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน คือ

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \cdot \left[\frac{S}{K_S + S} \right] \cdot \left[\frac{S_{NO3}}{K_{NO3} + S_{NO3}} \right] \quad (2.8)$$

เมื่อ μ_{DN} = อัตราการโตจำเพาะของดีไนทริฟายเออร์ (วัน⁻¹)
 $\mu_{m,DN}$ = อัตราการโตจำเพาะสูงสุดของดีไนทริฟายเออร์ (วัน⁻¹)
 S = ความเข้มข้นของสับสเตรตอินทรีย์คาร์บอน (มก./ล.)
 S_{NO3} = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรต (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร)
 K_{NO3} = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรตที่อัตราการโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร)

แต่เนื่องจาก K_{NO3} มีค่าต่ำมาก คือ 0.16 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตรสำหรับจุลินทรีย์ที่เติบโตแบบแขวนลอย และ 0.06 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตรสำหรับระบบฟิล์มตรึง และเมื่อความเข้มข้นไนเตรตเท่ากับหรือมากกว่า 1-2 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตรจะทำให้สมการอัตราโตจำเพาะของดีไนทริฟายเออร์เป็นดังสมการที่ 2.9

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \cdot \left[\frac{S}{K_S + S} \right] \quad (2.9)$$

และสำหรับระบบที่มีสารอินทรีย์มากพอ ($S \gg K_S$) สมการที่ได้จะเหลือเพียง (สมการที่ 2.10)

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \quad (2.10)$$

นั่นหมายความว่า สมการดีไนทริฟิเคชันเป็น สมการอันดับศูนย์ (Zero order)

นอกจากนี้เราสามารถคำนวณอัตราการใช้สับสเตรตไนเตรต ดังนี้ (สมการที่ 2.11 และ 2.12)

$$\frac{dS_{NO3}}{dt} = \frac{1}{Y_{DN}} \cdot \left[\frac{\mu_{m,DN} \cdot S}{K_S + S} \right] \cdot \left[\frac{S_{NO3}}{K_{NO3} + S_{NO3}} \right] \quad (2.11)$$

$$\frac{dS_{NO3}}{dt} = \frac{\mu_{DN}}{Y_{DN}} \quad (2.12)$$

เมื่อ $\frac{dS_{NO_3}}{dt}$ = อัตราการลดไนเตรต (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร-วัน)

Y_{DN} = ยี่ลค์ของเฮเทอโรโทรฟ (กรัมวีเอสเอส/กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกกำจัด)

อัตราการลดไนเตรตอาจเรียกอีกอย่างว่า อัตราดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งถ้าคิดเทียบต่อมวลจุลินทรีย์เป็นวีเอสเอสจะได้อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ (Specific nitrate utilization หรือ U_{DN}) ซึ่งเราสามารถคำนวณหาขนาดถังปฏิกริยาได้จากสมการที่ 2.13

$$V = (NO_{3,inf} - NO_{3,eff}) \cdot Q / (U_{DN} \cdot X_v) \quad (2.13)$$

เมื่อ V = ปริมาตรถังปฏิกริยา (ลบ.ม.)

X_v = ความเข้มข้นของมวลจุลินทรีย์ในระบบ (มก./ลิตร)

U_{DN} = อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/มก.วีเอสเอส-วัน)

$NO_{3,inf}$ และ $NO_{3,eff}$ = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนน้ำเข้าและออกตามลำดับ (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร)

และเนื่องจากค่า U_{DN} มีผลกระทบจากอุณหภูมิ ปริมาณออกซิเจน และพีเอชของระบบ ดังนั้นจึงมีสมการปรับแก้ค่าให้ถูกต้องยิ่งขึ้นดังนี้ (สมการที่ 2.14)

$$U_{DN,T} = U_{DN,20} \cdot (\theta^{T-20}) \cdot (1 - DO) \quad (2.14)$$

เมื่อ $U_{DN,T}$ = อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิใด ๆ

$U_{DN,20}$ = อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส

DO = ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ, มก.ออกซิเจน/ลิตร

θ = ค่าการปรับแก้ผลจากอุณหภูมิ = 1.05-1.16

T = อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

จากสมการที่ 14 พบว่า ถ้าค่า $DO \geq 1.0$ มก.ออกซิเจน/ลิตรจะทำให้ไม่เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน และค่าอัตราการดีไนทริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นเมื่อ DO ลดลงและอุณหภูมิเพิ่มขึ้น ซึ่งค่าโคเนดิกส์ต่างๆ สำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน รวบรวมและแสดงไว้ในตารางที่ 2.6 และตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.6 ค่าสัมประสิทธิ์ไคเนติกส์ของดีไนทริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

ค่าสัมประสิทธิ์	สัญลักษณ์	หน่วย	ช่วงค่า	เสนอแนะ	หมายเหตุ
อัตราการโตจำเพาะสูงสุด (Specific growth yield rate)	$\mu_{m,DN}$	วัน ⁻¹	5-10	-	เมทานอล
			3-6	-	(น้ำเสีย)
อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ สูงสุด (Specific nitrate utilization)	$U_{m,DN}$	กรัมซีโอดี/กรัมวีเอสเอส-วัน	-	10.3	20 ^o ซ
		กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/ กรัมวีเอสเอส-วัน	0.03-0.11	-	15-27 ^o ซ
			0.017-0.048	-	12-20 ^o ซ Endogeneous
ค่าความเข้มข้นของ สับสเตรตที่อัตราการโต จำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของ อัตราการโตจำเพาะสูงสุด (K_s)	K_{NO_3}	มก.ไนไทรต์/ลิตร	0.2-0.5	-	
		มก.ไนเตรต/ลิตร	0.06-0.20	0.1	
	K_{DO}	มก.ไนโตรเจนออกไซด์/ลิตร	0.06-0.5	0.2-0.5	
		มก.ออกซิเจน/ลิตร	0.1-0.5	-	
	K_{CH_3OH} K_{COD}	มก.ซีโอดี/ลิตร	5-10	-	
		มก.ซีโอดี/ลิตร	10-20	10-20	
ค่ายิลด์	Y_{DN}	มก.วีเอสเอส/มก.ไนเตรต- ไนโตรเจน-ลิตร	0.4-0.9	0.8	
		มก.ซีโอดี/มก.ซีโอดี	0.5-0.65	-	เมทานอล
		มก.ซีโอดี/มก.ไนเตรต- ไนโตรเจน	1.6-1.8	-	น้ำเสีย
		มก.วีเอสเอส/มก.ซีโอดี	-	0.18	20 ^o ซ
		มก.ซีโอดี(เซลล์)/มก.ซีโอดี	0.46-0.69	0.67	
ค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อย	$K_{d,DN}$	วัน ⁻¹	0.05-0.10	-	20 ^o ซ

ตารางที่ 2.7 ค่าอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ (อ้างอิงใน Elefsinotis และ Wareham, 2007)

แหล่งและชนิดของ VFA	อัตราดีไนทริฟิเคชัน	อ้างอิง	
กรดไขมัน ระเหย สังเคราะห์ (Synthetic VFA)	Acetic acid (HAc)	2.1 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน	Rahmani และคณะ (1995)
	Acetic acid (HAc)	0.603 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Xu และคณะ, 1996
	Propionic acid (HPr)	0.362 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Xu และคณะ, 1996
	Butyric acid (HBt)	0.519 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Xu และคณะ, 1996
	Valeric acid (HV1)	0.487 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Xu และคณะ, 1996
	Mixed VFA	0.360 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมเอสเอส-วัน	Fass และคณะ, 1994
	Mixed VFA	0.754 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Xu และคณะ, 1996
		0.220 กรัมไนโตรเจนออกไซด์/ กรัมเอ็มแอลเอสเอส-วัน	Hatziconstantinou และคณะ, 1996
0.144 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/ กรัมซีไอดีทั้งหมด-วัน		Moser และคณะ, 1998	
กรดไขมันระเหยที่เกิดขึ้นโดยธรรมชาติ (Natural VFA)	0.280 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Pavan และคณะ, 1998	
	0.054 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Llabres และคณะ, 1999	
	0.019 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Barber และคณะ, 2000	
	0.048 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน	Min และคณะ, 2002	

2.2.4 สภาพที่เหมาะสมต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

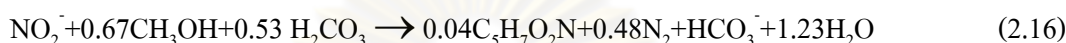
จากงานวิจัยต่างๆ ที่ผ่านมามีพบว่า มีปัจจัยหลายประการที่ส่งผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งจำแนกได้ดังนี้

พีเอช ช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์คือประมาณ 7.0 - 8.5 โดยระดับพีเอชที่ไม่เหมาะสมจะส่งผลให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์และเกิดการสะสมของไนไตรต์ (NO_2^-) หรือสารตัวกลาง (Intermediate product) อื่นๆ เช่น ถ้าค่าพีเอชต่ำกว่า 7.0 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายแทนที่จะเป็น N_2

ออกซิเจน ออกซิเจนมีผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ 2 ทางคือ 1) แบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนก่อนไนเตรตเนื่องจากให้พลังงานที่สูงกว่า จึงทำให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันไม่เกิดขึ้น แต่ถ้าในระบบมีปริมาณออกซิเจนไม่มาก กระบวนการดีไนทริฟิเคชันก็สามารถเกิดควบคู่กันได้ ตัวอย่างเช่น การเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในฟล็อกหรือภายในชั้นฟิล์มชีวภาพของระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง และ 2) ปริมาณออกซิเจนไปยับยั้งการ

ทำงานของเอนไซม์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เช่นมีรายงานว่าค่า DO > 0.2 มก.ออกซิเจน/ลิตร จะสามารถยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของแบคทีเรีย *Pseudomonas* ได้

สภาพด่าง ปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่ผลิตสภาพด่าง (Alkalinity) ขึ้นในระบบฯ ซึ่งในทางทฤษฎีแล้วกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะสร้างสภาพด่างเฉลี่ย 3.57 มก.หินปูน/มก.ไนเตรดที่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน (ดังสมการที่ 2.15 และ 2.16) (Haandel และคณะ, 2006) แต่ในทางปฏิบัติค่าสภาพด่างอาจลดลงเหลือประมาณ 3.0



อุณหภูมิ แบคทีเรียดีไนทริฟายเออร์สามารถเติบโตได้ดีในช่วงอุณหภูมิ 35-50°ซ แต่ที่พบว่าแบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถเติบโตได้แม้ในอุณหภูมิต่ำ (5-10°ซ) แต่มีค่าอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ (Specific denitrification rate) ลดลง

อายุสลัดจ์ เมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มขึ้นการผลิตเซลล์สุทธิจะลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ ต้องการต้องการสำหรับดีไนทริฟิเคชันในปริมาณไนเตรดที่เท่ากันจะลดลง นอกจากนี้ถ้าอายุสลัดจ์ในถังแอนนออกซิกเพิ่มขึ้น ก็จะส่งผลให้อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะลดลงด้วย

ไนโตรด ไนโตรดที่อยู่ในรูปกรดไนตรัสอิสระที่ไม่แตกตัวเป็นไอออนจะสามารถยับยั้ง ปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันได้แม้มีความเข้มข้นเพียง 0.13 มก.ไนโตรดต่อลิตร เนื่องจากที่ค่าความเข้มข้นนี้และที่พีเอช 6 - 8 จะเทียบเท่ากับไนโตรดที่แตกตัวเป็นไอออนเท่ากับ 100 มก.ไนโตรด/ลิตร การสะสมตัวของไนโตรดเกิดได้จากหลายสาเหตุ (Tiedje, 1988) ได้แก่ การมีสารให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) น้อยเกินไปเมื่อเทียบกับสารรับอิเล็กตรอนทำให้อัตราเร็วของปฏิกริยาช้าหรือหยุดที่ ขั้นตอนการเปลี่ยนไนโตรดเป็นไนตรัสออกไซด์ (N₂O) หรือเกิดจากการมีสารที่เป็นพิษต่อระบบ ส่งผลให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์ หรือเกิดจากความไม่สมดุลกันของอัตราเร็วของปฏิกริยาในขั้นตอนไนเตรดรีดักชัน (Nitrate reduction) และไนโตรดรีดักชัน (Nitrite reduction) เมื่อในระบบฯ มีไนเตรดเข้มข้นสูง เนื่องจากปกติแล้วค่าอัตราเร็วปฏิกริยาไนเตรดรีดักชันจะสูงกว่าอัตราเร็วไนโตรดรีดักชัน

อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด (COD/N) เนื่องจากกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดจากการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Heterotrophs) เป็นส่วนใหญ่ ซึ่งมีความต้องการสารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน ดังนั้นอัตราส่วน COD/N จึงมีผลต่อกระบวนการที่เกิดขึ้น ซึ่งค่าทางทฤษฎีของอัตราส่วนนี้อยู่ที่ประมาณ 4.5 - 5.3 กรัมซีโอดี/กรัมไนเตรด

(Tchobanoglous และคณะ, 2002) แต่ในทางปฏิบัติอาจแตกต่างกันโดยขึ้นกับลักษณะรูปแบบและประเภทของสารอินทรีย์ดังแสดงในตารางที่ 2.8

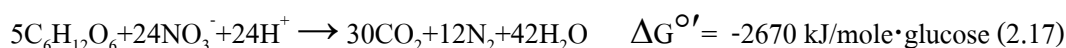
ตารางที่ 2.8 ปริมาณสารอินทรีย์ที่ต้องการสำหรับดีไนทริฟิเคชัน (อ้างอิงใน Ahn, 2006)

รูปของไนโตรเจน	แหล่งคาร์บอน	ปริมาณสารอินทรีย์ที่ต้องการ (กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน)	อ้างอิง
ไนไตรต์	Acetic acid	2.00	Akunna และคณะ, 1993
	Lactic acid	2.80	Akunna และคณะ, 1993
	Methanol	2.30	US EPA, 1993
	Methanol	2.10-2.60	Ho และ Choi, 2000
ไนเตรต	Acetic acid	3.70	Akunna และคณะ, 1993
	Lactic acid	4.10	Akunna และคณะ, 1993
	Methanol	3.75-4.50	US EPA, 1993
	Methanol	7.35	Nyberg และคณะ, 1992
ไนโตรเจนออกไซด์	Acetic acid	2.07	Narkis และคณะ, 1979
	Methanol	4.20	Narkis และคณะ, 1979

2.3 กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (Dissimilatory nitrate reduction to ammonia; DNRA)

ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกกระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรตที่สำคัญจะประกอบไปด้วย 2 กระบวนการ คือ Respiratory denitrification หรือ Denitrification และ Dissimilatory nitrate reduction to ammonia หรือ DNRA ซึ่งโดยในภาวะปกติแล้วกระบวนการ Respiratory denitrification มักเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นก่อน เนื่องด้วยค่าพลังงานที่ได้จากการเปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนจะให้พลังงานที่สูงกว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ตัวอย่างเช่น ในสมการการย่อยสลายกลูโคส (ดังสมการที่ 2.17 และ 2.18) (Strohm และคณะ, 2007) อีกทั้งค่าเอนทัลปีของการเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์มีค่าสูงกว่าของแบคทีเรียกลุ่มที่ใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ

กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

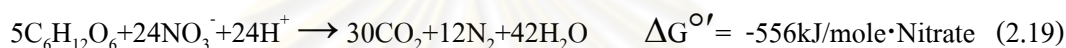


กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ

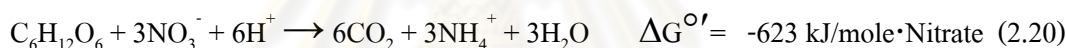


แต่ในหลายงานวิจัยกลับพบว่าในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ (สารให้อิเล็กตรอน) อยู่เป็นจำนวนมากแต่มีไนเตรต (สารรับอิเล็กตรอน) อยู่อย่างจำกัด กระบวนการดีเอ็นอาร์เอก็สามารถเกิดขึ้นได้ เนื่องจากเมื่อคำนวณค่าพลังงานที่แบคทีเรียได้รับ โดยเทียบกับโมลไนเตรตกลับพบว่าค่าพลังงานที่ได้จากกระบวนการดีเอ็นอาร์เอมีค่าที่สูงกว่าจากกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ดังสมการที่ 2.19 และ 2.20 ตัวอย่างเช่นกระบวนการดีเอ็นอาร์เอสามารถพบได้ในชั้นตะกอนดินใต้ทะเลสาบหรือระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิก ดังนั้นนักวิจัยหลายท่านจึงกล่าวว่ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ แต่อย่างไรก็ตามค่าอัตราส่วนที่ทำให้เกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอมีค่าไม่แน่นอนเพราะยังมีปัจจัยอื่นๆ ที่ส่งผลต่อการแข่งขันระหว่างกระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบ เช่น กลุ่มประชากรแบคทีเรีย

กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน



กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ



นอกจากนี้แล้วกลุ่มแบคทีเรียที่ใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอก็มีความแตกต่างจากแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ เนื่องจากแบคทีเรียที่ใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอได้นั้นมักเป็นกลุ่มแอนแอโรบิกและ/หรือเป็นแบคทีเรียที่ใช้กระบวนการหมักในการสร้างพลังงาน (ตารางที่ 2.9) ทำให้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอมักถูกยับยั้งด้วยปริมาณออกซิเจน ในทางกลับกันแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จะเป็นแบคทีเรียในกลุ่มแอโรบิกที่สามารถอยู่ได้ในสภาวะที่มีออกซิเจน

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างกระบวนการดีเอ็นอาร์เอและแอสซิมิเลชันไนเตรตรีดักชัน (Assimilatory nitrate reduction) ที่ให้ผลิตภัณฑ์เป็นแอมโมเนียเช่นเดียวกัน แต่กลไกควบคุมการทำงานของกระบวนการทั้งสองมีความแตกต่างกันอย่างมาก กล่าวคือ กระบวนการแอสซิมิเลชันสามารถเกิดขึ้นได้โดยแบคทีเรียหลายกลุ่ม โดยแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจะถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์และไม่ถูกปล่อยออกมาสู่สิ่งแวดล้อม อีกทั้งกระบวนการนี้จะถูกยับยั้งเมื่อในระบบฯ มีปริมาณแอมโมเนียที่มากเกินไปต่อความต้องการของเซลล์ ส่วนกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเป็นกระบวนการที่แบคทีเรียได้พลังงานจากการรีดิวซ์ไนเตรต ดังนั้นแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจะถูกปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม อีกทั้งแอมโมเนียที่เกิดขึ้นมีมากเกินไปความต้องการเพื่อการเติบโตของเซลล์ โดยไม่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีเอ็นอาร์เอ

ตารางที่ 2.9 ชนิดของแบคทีเรียที่สามารถเปลี่ยนไนเตรดหรือไนไตรต์ไปเป็นแอมโมเนียด้วยกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (Tiedje, 1988)

ชนิดของแบคทีเรีย	แหล่งที่พบ
Obligate anaerobes	
<i>Clostridium</i>	Soil, Sediment
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	
<i>Desulfovibrio gigas</i>	
Facultative anaerobes	
<i>Escherichia coli</i>	Soil, Wastewater
<i>Citrobacter sp.</i>	
<i>Enterobacter (Aerobacter) aerogenes</i>	
<i>Photobacterium (Achromobacter) fischeri</i>	
<i>Vibrio</i>	

ในขั้นตอนแรกของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือ การเปลี่ยนไนเตรดเป็นไนไตรต์ เช่นเดียวกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน หลังจากนั้นไนไตรต์จะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย แต่อย่างไรก็ตามในกระบวนการดีเอ็นอาร์เอมักไม่มีการสะสมตัวของไนไตรต์เกิดขึ้นเช่นเดียวกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากไนไตรต์สามารถเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียได้อย่างรวดเร็ว นอกจากนี้ในระบบที่มีกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ร่วมอยู่ด้วยก็จะช่วยเปลี่ยนไนไตรต์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังนั้นขั้นตอนที่เป็นขั้นวิกฤติ (Critical step) ของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือขั้นตอนของการเปลี่ยนไนไตรต์ไปเป็นแอมโมเนีย (Strohm และคณะ, 2007) โดยประโยชน์ที่น่าจะเกิดขึ้นกับเซลล์เมื่อใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือ 1) เพื่อกำจัดความเป็นพิษของไนไตรต์ที่สะสมในระบบ 2) เพื่อให้เกิดการหมุนเวียน Nicotinamide adenine dinucleotide หรือ NADH (ตัวขนถ่ายอิเล็กตรอน) กลับไปเป็น NAD^+ ในระบบฯ และ 3) เพื่อสร้างพลังงานจากกระบวนการขนถ่ายอิเล็กตรอน (Electrons transport phosphorylation; ETP) (Tiedje, 1988)

2.4 วัฏจักรซัลเฟอร์ (Sulfur cycle)

กระบวนการในวัฏจักรซัลเฟอร์มีความซับซ้อนมากกว่ากระบวนการในวัฏจักรไนโตรเจนเนื่องจากซัลเฟอร์สามารถเปลี่ยนรูปได้ทั้งจากกระบวนการทางเคมีและชีวภาพ อีกทั้งซัลเฟอร์สามารถมีค่าเลขออกซิเดชันได้ 5 ค่า ดังแสดงในตารางที่ 2.10 แต่ซัลเฟอร์ที่พบในธรรมชาติจะมีค่าเลขออกซิเดชันอยู่เพียง 3 ค่า คือ -2 (Sulphydy1 ; R-SH และ Sulfide ; HS⁻) 0 (Elemental sulfur) และ +6 (Sulfate ; SO₄²⁻) ซัลเฟอร์เป็นองค์ประกอบที่สำคัญของเซลล์แบคทีเรีย คิดเป็นน้ำหนักประมาณร้อยละ 1 ของน้ำหนักแห้ง โดยสามารถพบซัลเฟอร์ได้ในกรดอะมิโน เช่น ซิสเตอีน (Cysteine) เมไธโอนีน (Methionine) และในวิตามินต่างๆ ตลอดจนสารกลุ่มโคแฟกเตอร์หรือแม่แต่ในสารประกอบอินทรีย์บางชนิด เช่น ไขมันและคาร์โบไฮเดรต

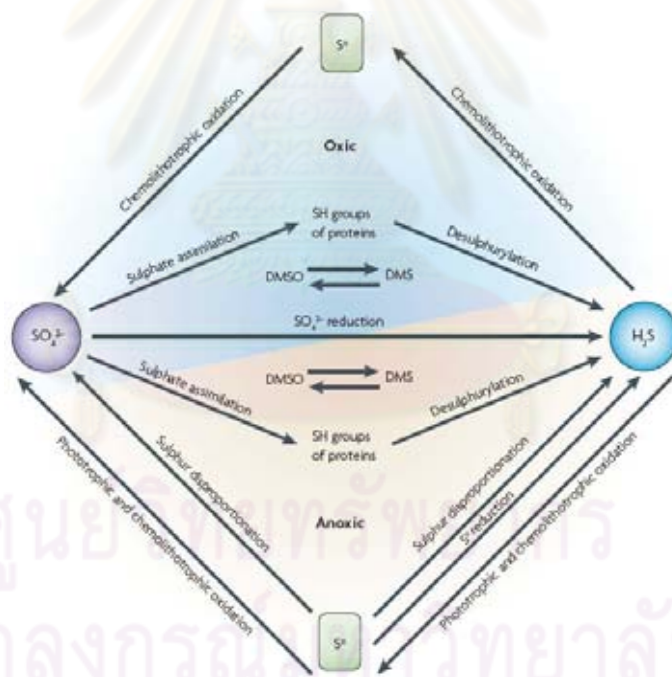
ตารางที่ 2.10 ค่าเลขออกซิเดชันของสารประกอบซัลเฟอร์ (Oxidation states of sulfur compound) (Medigan และ Martinko, 2006)

สารประกอบ	เลขออกซิเดชัน
Organic S (R-SH)	-2
Sulfide (H ₂ S)	-2
Elemental sulfur(S ⁰)	0
Thiosulfate (S ₂ O ₃ ²⁻)	+2 (เฉลี่ยต่อ S)
Sulfur dioxide (SO ₂)	+4
Sulfite (SO ₃ ²⁻)	+4
Sulfate (SO ₄ ²⁻)	+6

ซัลเฟตเป็นรูปที่เสถียรของซัลเฟอร์เมื่ออยู่ในสภาวะแอโรบิกเพราะซัลเฟตไม่สามารถถูกออกซิไดซ์ได้อีก ส่วนซัลไฟด์เป็นรูปที่เสถียรของซัลเฟอร์ในสภาวะแอนแอโรบิกเพราะซัลไฟด์ไม่สามารถถูกรีดิวซ์ได้อีกเช่นเดียวกัน โดยกระบวนการทางชีวภาพที่เกิดขึ้นในวัฏจักรซัลเฟอร์สามารถแสดงดังตารางที่ 2.11 และรูปที่ 2.3 มีรายละเอียดดังนี้

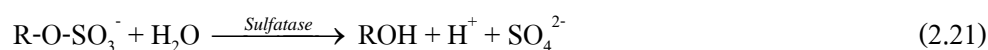
ตารางที่ 2.11 กระบวนการหลักในวัฏจักรซัลเฟอร์และแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง (Medigan และ Martinko, 2006)

กระบวนการ (process)	ตัวอย่างกลุ่มแบคทีเรีย
Sulfide/Sulfur oxidation ($\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^0 \rightarrow \text{SO}_4^{2-}$)	
Aerobic	Sulfur chemolithotrophs
Anaerobic	(<i>Thiobacillus</i> , <i>Beggiato</i>)
Sulfate reduction (Anaerobic) ($\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S}$)	<i>Desulfovibrio</i> , <i>Desulfobacter</i>
Sulfur reduction (Anaerobic) ($\text{S}^0 \rightarrow \text{H}_2\text{S}$)	<i>Desulfuromonas</i> , Hyperthermophilic Archaea
Sulfur disproportionation ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + \text{SO}_4^{2-}$)	<i>Desulfovibrio sulfodesmutans</i>
Organic sulfur compound oxidation /reduction ($\text{CH}_3\text{SH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{S}$)	แบคทีเรียหลายกลุ่มที่สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยานี้ได้
Desulfurylation (Organic-S $\rightarrow \text{H}_2\text{S}$)	แบคทีเรียหลายกลุ่มที่สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยานี้ได้



รูปที่ 2.3 วิธีของกระบวนการต่างๆ ในวัฏจักรซัลเฟอร์ (Muyzer และ Stams, 2008)

1. Mineralization of organic sulfur เป็นกระบวนการย่อยสลายสารประกอบอินทรีย์ซัลเฟอร์โดยผ่านกระบวนการย่อยสลายแบบแอโรบิกหรือแอนแอโรบิก ตัวอย่างเช่น ในสภาวะแอโรบิกซัลเฟตเอสเทอร์จะถูกย่อยสลายได้ซัลเฟต ดังสมการที่ 2.21



2. **Assimilation** เป็นกระบวนการที่เซลล์แบคทีเรียใช้ซัลเฟอร์เพื่อการสร้างเซลล์ โดยพบว่าแบคทีเรียกลุ่มแอนแอโรบิกจะใช้ซัลเฟอร์ในรูปซัลไฟด์ ส่วนแบคทีเรียในกลุ่มแอโรบิกจะใช้ซัลเฟอร์ในรูปอื่นๆ ที่มีค่าเลขออกซิเดชันสูงขึ้นไป

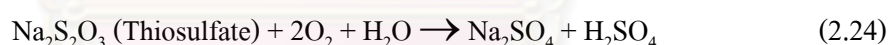
3. **Oxidation reaction** เป็นกระบวนการออกซิเดชันของซัลเฟอร์ในรูปแบบต่างๆ ได้แก่

1. *H₂S oxidation* เป็นกระบวนการออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S) ไปเป็นธาตุซัลเฟอร์ภายใต้สภาวะแอโรบิกหรือแอนแอโรบิก โดยหากเกิดภายใต้สภาวะแอโรบิกจะเกิดปฏิกิริยาดังสมการที่ 2.22



ส่วนกระบวนการออกซิเดชันภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดโดยแบคทีเรียกลุ่ม Photoautotrophs เช่น Purple sulfur bacteria หรือ Green sulfur bacteria และกลุ่ม Chemoautotrophs เช่น *Thiobacillus denitrificans*

2. *Oxidation of elemental sulfur* เป็นกระบวนการออกซิไดซ์ธาตุซัลเฟอร์ไปเป็นซัลเฟตซึ่งสามารถเกิดได้ทั้งสภาวะแอโรบิกและแอนแอโรบิก แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกระบวนการนี้ภายใต้สภาวะแอโรบิก เช่น *Acidithiobacillus thiooxidans* โดยเกิดปฏิกิริยาดังสมการที่ 2.23 และ 2.24



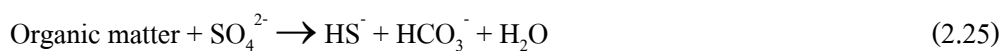
4. **Sulfate reduction** เป็นกระบวนการรีดิวซ์ซัลเฟตไปเป็นซัลเฟอร์ในรูปแบบอื่นๆ ซึ่งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันที่เกิดขึ้นแบ่งได้เป็น 2 ประเภทคือ

1. *แอสสิมิเลชันซัลเฟตรีดักชัน (Assimilation sulfate reduction)* เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนรูปซัลเฟตไปเป็นซัลไฟด์เพื่อนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ ซึ่งเกิดได้ทั้งสภาวะแอโรบิกและแอนแอโรบิก

2. *ดิสสิมิเลชันซัลเฟตรีดักชัน (Dissimilation sulfate reduction)* เป็นกระบวนการที่แบคทีเรียใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนเพื่อให้ได้พลังงานโดยผลิตภัณฑ์ที่ได้เป็นซัลไฟด์ ซึ่งจะกล่าวรายละเอียดในลำดับถัดไป

2.5 กระบวนการซัลเฟตรีดักชัน (Sulfate reduction)

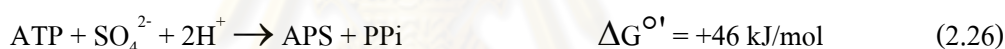
ความสามารถในการใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนในกระบวนการหายใจ (Respiration) เพื่อให้ได้มาซึ่งพลังงานนั้นเป็นลักษณะเฉพาะของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate reducing bacteria; SRB) โดยทั่วไปแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจะใช้สารอินทรีย์จะเป็นสารให้อิเล็กตรอนและได้ผลิตภัณฑ์เป็นซัลไฟด์ดังสมการที่ 2.25



ซึ่งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันจะเกิดขึ้นโดยผ่านขั้นตอนต่างๆ ดังนี้

1. ขั้นตอนการกระตุ้นซัลเฟตเพื่อเปลี่ยนเป็น APS

เนื่องจากซัลเฟตเป็นสารที่มีความเสถียรและไม่สามารถถูกรีดิวซ์ได้โดยตรง ดังนั้นในขั้นตอนแรกจะต้องมีการกระตุ้นให้อยู่ในสภาวะที่แบคทีเรียสามารถรีดิวซ์ได้เสียก่อน การกระตุ้นทำได้โดยการทำให้ซัลเฟตเข้าจับกับหมู่ฟอสเฟตของ ATP โดยมีเอนไซม์ ATP sulfurylase เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา จะได้สารประกอบที่เรียกว่า Adenosine phosphosulfate (APS) และ Pyrophosphate (PPi) เกิดขึ้น ดังสมการที่ 2.26



Pyrophosphate ที่เกิดขึ้นจะถูกไฮโดรไลซ์ เป็น Pi โดยมีเอนไซม์ Pyrophosphatase เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ดังสมการที่ 2.27



2. ขั้นตอนการรีดิวซ์ APS ไปเป็นซัลไฟท์ (SO_3^{2-})

ในขั้นตอนนี้ APS ที่เกิดขึ้นจะถูกรีดิวซ์ให้เป็นซัลไฟท์ (sulfite; SO_3^{2-}) โดยมีเอนไซม์ APS reductase เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา พร้อมกับปล่อย AMP (Adenosine monophosphate) หากใช้ H_2 เป็นสารให้อิเล็กตรอนจะได้ดังสมการที่ 2.28



แต่สำหรับกระบวนการซัลเฟตรีดักชันแบบแอสลิมีเลชัน ฟอสฟอรัสอีกตัวจะถูกเติมเข้าไปยัง APS ได้สาร Phosphoadenosine phosphosulfate (PAPs) แล้วซัลเฟตในโครงสร้างจึงถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟท์ (SO_3^{2-}) เช่นเดียวกัน

3. ขั้นตอนซัลไฟรีดักชัน (Sulfite Reduction)

ขั้นตอนซัลไฟรีดักชันเป็นขั้นตอนการเปลี่ยนซัลไฟต์เป็นซัลไฟด์ (Sulfide; H_2S) ซึ่งเป็นขั้นตอนที่แบคทีเรียจะได้พลังงานกลับมาในรูป ATP เมื่อใช้ H_2 เป็นสารให้อิเล็กตรอน จะได้ดังสมการที่ 2.29



สมการรวมทั้งหมดของกระบวนการซัลไฟรีดักชัน คือ



ซึ่งจะพบว่ากระบวนการหายใจโดยใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนจะให้ค่าพลังงานน้อยกว่าการใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนประมาณ 6 เท่า ($\Delta G^{O'}$ ของออกซิเจน = -949 kJ/mol)

การเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตได้พลังงานจากกระบวนการหลัก 2 อย่างคือ กระบวนการออกซิเดชันสารอินทรีย์ทั่วไป (Substrate-level phosphorylation) และกระบวนการซัลไฟรีดักชัน (Electrons transport phosphorylation; ETP) แต่ถ้าสับสเตรตที่ใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนคือไฮโดรเจนหรืออะซิเตท พลังงานที่ได้จะมาจากเฉพาะกระบวนการ ETP เท่านั้น

2.5.1 แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate reducing bacteria; SRB)

แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจัดอยู่ในประเภทที่เติบโตได้ดีในสภาวะแอนแอโรบิก (Strictly anaerobes) แต่ก็มีรายงานว่าสามารถพบแบคทีเรียกลุ่มนี้ได้ในสภาวะที่มีออกซิเจน (Oxic) ตัวอย่างเช่น แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตชนิด *Desulfovibrio* ที่สามารถใช้กระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนในการเจริญเติบโตได้ (Cypionka, 2000 อ้างถึงใน Haandel และคณะ, 2006) แต่อย่างไรก็ตามจากการเพาะเลี้ยงเชื้อบริสุทธิ์ของกลุ่มแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตพบว่า กระบวนการหายใจที่เกิดขึ้นน่าจะเป็นเพียงกลไกการป้องกันเซลล์เท่านั้น (Protective function)

โดยจากการจำแนกกลุ่มแบคทีเรียตามความแตกต่างของลำดับดีเอ็นเอพบว่า แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตถูกจัดอยู่ใน 3 กิ่งหลัก (Branches) คือ

1. กลุ่มย่อยของ δ Proteobacteria (มากกว่า 25 genera)
2. กลุ่มแบคทีเรียแกรมบวก เช่น *Desulfotomaculum* *Desulfosporosinus*
3. กลุ่ม *Thermodesulfobacterium* และ *Thermodesulfovibrio*

แต่ถ้าแบ่งกลุ่มแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตตามรูปแบบกระบวนการเมแทบอลิซึมของเซลล์ สามารถจำแนกออกได้เป็น 2 กลุ่มคือ

1. กลุ่มที่สามารถย่อยสลายได้สมบูรณ์ (Complete oxidizer หรือ Acetate oxidizer) ได้แก่ *Desulfobacter Desulfobacterium Desulfococcus Desulfonema Desulfosarcina Desulfoarculus Desulfoacinum Desulforhabdus Desulfomonile Desulfotomaculum acetoxidans Desulfotomaculum sapomandens* และ *Desulfovibrio baarsii*

2. กลุ่มที่ย่อยสลายได้ไม่สมบูรณ์ (Incomplete oxidizer หรือ Non-acetate oxidizer) ได้แก่ *Desulfovibrio Desulfomicrobium Desulfobotulus Desulfofustis Desulfobacula Desulfotomaculum Desulfomonile Desulfobacula Archaeoglobus Desulfobulbus Desulforhopalus* และ *Thermodesulfobacterium*

แม้ว่าแบคทีเรียกลุ่ม Incomplete oxidizer จะมี Growth kinetics สูงกว่ากลุ่ม Complete oxidizers แต่ก็มีความสามารถในการใช้สับสเตรตได้จำกัดชนิดกว่าอีกกลุ่ม ตัวอย่างสับสเตรตที่กลุ่ม Incomplete oxidizer สามารถใช้ได้ ได้แก่ Lactate Ethanol Pyruvate Propionate และ Malate นอกจากนี้กลุ่ม Incomplete oxidizer ยังต้องการสารอาหาร (Nutrients) มากกว่าอีกด้วย ตัวอย่างการย่อยสลายสับสเตรตต่างๆ ของแบคทีเรีย 2 กลุ่มแสดงในตารางที่ 2.12

ตารางที่ 2.12 ปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์กลุ่มกรดไขมันระเหย (Haandel และคณะ, 2006)

ปฏิกิริยา	ΔG° (kJ/mol)	แบคทีเรีย	μ_{max}
Complete oxidizer			
$2LA^- + 3SO_4^{2-} \rightarrow 6HCO_3^- + 3HS^- + H^+$	-255.3	<i>Desulfobacterium autotrophicum</i>	0.8-1.0
$4PA^- + 7SO_4^{2-} \rightarrow 12HCO_3^- + 7HS^- + 2H^+$	-331	<i>Desulfococcus multivorans</i>	-
$4HA^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2HCO_3^- + HS^-$	-47.6	<i>Desulfobacter</i>	0.98
Incomplete oxidizer			
$3LA^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2HA-HCO_3^- + 2HCO_3^- + HS^- + H^+$	-160	<i>Desulfovibrio Desulfotomaculum</i>	2.8-4.3
$4PA^- + 3SO_4^{2-} \rightarrow 4HA + 4HCO_3^- + HS^- + H^+$	-150.6	<i>Desulfobulbus propionicus</i>	0.2-0.6

หมายเหตุ LA^- = lactate ($CH_3CHOHCOO^-$); PA^- = propionate ($CH_3CH_2COO^-$); HA^- = acetate (CH_3COO^-)

2.5.2 กระบวนการสร้างพลังงานของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต

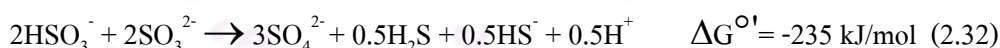
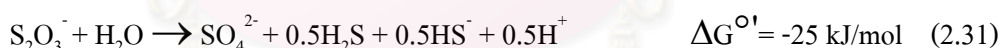
ความสามารถในการใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนในกระบวนการหายใจเพื่อให้ได้มาซึ่งพลังงานนั้น ถือได้ว่าเป็นลักษณะเฉพาะของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต นอกจากนี้แล้วยังพบว่าแบคทีเรียกลุ่มนี้ยังสามารถใช้กระบวนการอื่นๆ ในการสร้างพลังงานได้เช่นเดียวกัน ได้แก่

1. กระบวนการหมัก (Fermentation)

แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถใช้กระบวนการหมักในการสร้างพลังงานได้เมื่อในระบบไม่มีซัลเฟต เช่น การหมักเพื่อเปลี่ยน Pyruvate ไปเป็น Acetate CO₂ และ H₂ แต่กระบวนการนี้จะเกิดขึ้นได้ในสภาวะที่มีความดันของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) ต่ำเท่านั้น

2. กระบวนการ Disproportionation

กระบวนการ Disproportionation เป็นกระบวนการหมักสารอนินทรีย์ (สารประกอบซัลเฟอร์) ทำให้เกิดผลิตภัณฑ์เป็นสารประกอบซัลเฟอร์ 2 ชนิด คือ ซัลเฟตและซัลไฟด์ (H₂S) พร้อมกัน แบคทีเรียใช้กระบวนการนี้เพื่อต้องการดึงพลังงานกลับมาใช้ ตัวอย่างแบคทีเรียที่สามารถใช้กระบวนการนี้ได้เช่น แบคทีเรียชนิด *Desulfovibrio Sulfodesmutans* ซึ่งอยู่ในกลุ่ม Sulfur chemolithotrophs สามารถย่อยสลายไทโอซัลเฟต (S₂O₃²⁻) โดยได้ซัลไฟด์และซัลเฟตในปริมาณที่เท่ากัน ส่วนการย่อยสลายซัลไฟต์ (SO₃²⁻) จะให้ซัลเฟต 3 ใน 4 ส่วนและที่เหลือเป็นซัลไฟด์ ดังสมการที่ 2.31 และ 2.32

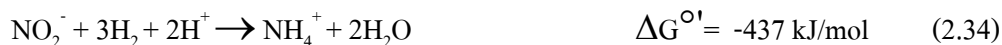


3. กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Moura และคณะ, 1997)

แม้แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจะจัดอยู่ในกลุ่ม Obligate anaerobes แต่ก็พบว่ามีความสามารถในการใช้สารอื่นเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้ทั้งไนเตรต ไนไตรต์ หรือแม้แต่ออกซิเจนเมื่อในระบบไม่มีซัลเฟต โดยแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถใช้ไนเตรตและไนไตรต์เพื่อเป็นแหล่งพลังงานในการเติบโตได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยพบว่าแบคทีเรียชนิด *Desulfovibrio desulfuricans* ATCC27774 ที่มีค่าyieldการเจริญเติบโต (Growth yield) ของการใช้ไนเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนสูงกว่าการใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอน ซึ่งข้อสรุปดังกล่าวก็สอดคล้องกับพลังงานที่คำนวณได้จากสมการเทอร์โมไดนามิกส์



หากใช้ในไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอนจะได้สมการเป็น



แต่ถ้าใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนจะได้สมการเป็น



แบคทีเรีย *Desulfovibrio desulfuricans* ATCC27774 เมื่อเติบโตในสภาวะที่มีไนเตรตจะผลิตเอนไซม์ Nitrate reductase (Periplasmic respiratory enzymes; Nap) ในการเปลี่ยนไนเตรตเป็นไนไตรต์และผลิตเอนไซม์ Nitrite reductase (Nir) ในการเปลี่ยนไนไตรต์เป็นแอมโมเนีย โดยเอนไซม์ Nap ที่พบจะประกอบด้วย [4Fe-4S] เป็นแกนกลาง (Center) และ MGD (Molybdopterin dinucleotide) เป็นโคแฟกเตอร์ ส่วน Nir เป็น Membrane-bound enzyme ที่มีเฉพาะ c-type hemes ทั้งนี้พบว่าค่า Specific activity ของ Nitrate reductase จากแบคทีเรียนี้มีค่าสูงกว่าค่าของ Nitrate reductase ตัวอื่นๆ นอกจากนี้ปริมาณเอนไซม์ Nitrate reductase จะมีปริมาณมากกว่าเอนไซม์ Nitrite reductase อาจเนื่องจากแบคทีเรียต้องการรีดิวซ์ไนไตรต์อย่างรวดเร็วเนื่องจากไนไตรต์มีความเป็นพิษต่อแบคทีเรีย แต่อย่างไรก็ตามค่า K_M ของ Nitrate reductase ของตัวนี้กลับมีค่าต่ำกว่า Nitrite reductase (116 μM และ 1.4 mM ตามลำดับ) และจากข้อมูลที่มีทำให้ทราบว่า Nitrite reductase ที่ใช้ในการเปลี่ยนไนไตรต์ไปเป็นแอมโมเนียมีลักษณะคล้ายคลึงกับเอนไซม์ Sulfite reductase ซึ่งเป็นเอนไซม์สำหรับใช้เปลี่ยนซัลไฟท์ไปเป็นซัลไฟด์

4. กระบวนการฟอสเฟตรีดักชัน

พบว่าแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตชนิด *Desulfotignum phosphitoxidans* สามารถออกซิไดซ์ฟอสไฟต์ (HPO_3^{2-}) เป็นฟอสเฟต (HPO_4^{2-}) ควบคู่ไปกับกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน และใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ซึ่งลักษณะดังกล่าวเป็นลักษณะของแบคทีเรียกลุ่ม Chemolithotrops



2.5.3 สับสเตรตของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (Liamleam และ Annachhatre, 2007)

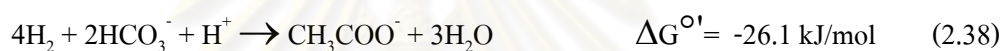
แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถใช้สับสเตรต (แหล่งพลังงาน) ได้หลากหลาย ตัวอย่างเช่น

1. ไฮโดรเจน

ไฮโดรเจนจัดเป็นสารที่แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตขึ้นชอบมากที่สุดชนิดหนึ่ง เนื่องจากเป็นสารที่ให้พลังงานสูง ซึ่งนอกจากแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตแล้วแบคทีเรียอีกหลายชนิดก็สามารถใช้ไฮโดรเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้ เช่น Denitrifying bacteria Methanogenesis bacteria และอื่นๆ ดังนั้นในสภาวะแอนแอโรบิกมักจะมีแบคทีเรีย 3 กลุ่มหลักที่ทำงานร่วมกัน คือ

- 1) Hydrogenotrophic sulfate reducing bacteria เป็นแบคทีเรียกลุ่ม SRB
- 2) Homoacetogenesis microbes เป็นแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดอะซิติก
- 3) Hydrogenotrophic methanogenesis microbes เป็นกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน

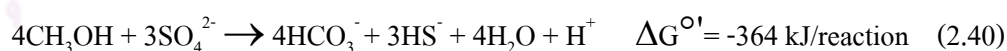
โดยมีปฏิกิริยาการย่อยสลายเกิดขึ้นตามลำดับดังสมการต่อไปนี้ (Muyzer และ Stams, 2008)



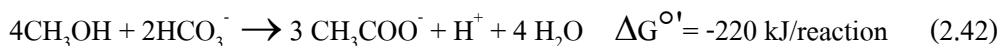
และในสภาวะที่มีไฮโดรเจนอยู่อย่างจำกัดนั้น แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถเอาชนะแบคทีเรียอีก 2 กลุ่มได้ เนื่องจากค่าพลังงานที่ได้จากการใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยาอื่นๆ ส่วนแหล่งคาร์บอนที่แบคทีเรียใช้อาจได้จากสารประกอบอินทรีย์หรืออนินทรีย์ก็ได้ เช่น แบคทีเรีย *Desulfovibrio* ต้องการทั้ง C₂-compound และ CO₂ ในการสร้างเซลล์ในอัตราส่วนประมาณ 2:1

2. เมทานอล

แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตที่สามารถใช้เมทานอลเป็นแหล่งพลังงาน ได้แก่ แบคทีเรีย *Desulfotomaculum orientis* *Desulfovibrio* strains และ *Desulfobacterium catecholicum* ดังสมการ



แต่เนื่องจากขีดจำกัดการเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตต่ำกว่าแบคทีเรียกลุ่ม Homoacetogens ดังนั้นโดยปกติแล้วแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตมักใช้อะซิเตตซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากกระบวนการของ Homoacetogens มากกว่า ดังสมการ



การแข่งขันใช้เมทานอลระหว่างแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ ยังขึ้นอยู่กับปัจจัยสิ่งแวดล้อมอื่นๆ อีกเช่น ค่าพีเอช และอุณหภูมิ ตัวอย่างเช่น ในสภาวะ Mesophilic แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตมีอัตราการย่อยสลายเมทานอลต่ำกว่าแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน โดยพบว่า 90% ของเมทานอลถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน (CH_4)

3. อะซิเตต

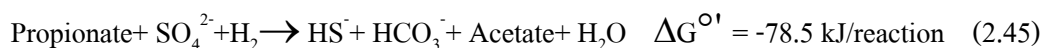
อะซิเตตเป็นสารที่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแอนแอโรบิก เพราะเป็นสารตัวกลางที่เกิดขึ้นในกระบวนการ ซึ่งแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางชนิดสามารถใช้เป็นสารรับอิเล็กตรอนได้ เช่น *Desulfotomaculum* แต่แบคทีเรียที่ไม่สามารถใช้อะซิเตตได้จะเรียกว่า Incomplete SRB จึงทำให้พบว่ายังคงเหลืออะซิเตตในระบบแม้ว่าจะมีปริมาณซัลเฟตเพียงพอ โดยทั่วไปอะซิเตตเกิดจากกระบวนการย่อยสลายของแบคทีเรีย Homoacetogenic bacteria ซึ่งสามารถพบได้ทั่วไปในระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิก อะซิเตตที่เกิดขึ้นสามารถถูกใช้เป็นสับสเตรตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน (Methanogens; MA) ซึ่งปกติแล้วแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะเติบโตได้ช้ากว่ากลุ่มสร้างก๊าซมีเทนเมื่อใช้อะซิเตตเป็นสับสเตรต แต่ในระยะยาวพบว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถเอาชนะกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนได้ เนื่องจากเมื่อพิจารณาจากค่าพลังงานที่ได้ (สมการที่ 2.43 และ 2.44) พบว่ายี่ล็ดของพลังงานจากการใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอนมีค่าสูงกว่าจึงมีโอกาสให้แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถแข่งขันการใช้สับสเตรตกับกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนได้



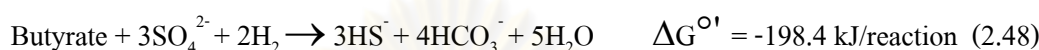
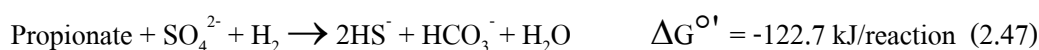
4. โพรไฟโอเนตและบิวทีเรต

โพรไฟโอเนตและบิวทีเรตเป็นสารที่เกิดจากกระบวนการหมักในสภาวะแอนแอโรบิก รูปแบบการย่อยสลายสารทั้งสองตัวนี้เกิดได้ 2 รูปแบบคือ

4.1 แบคทีเรียกลุ่ม Hydrogen-consuming และ Acetate-consuming sulfate reducer และกลุ่ม Hydrogen producing acetogens ทำงานร่วมกัน โดยขั้นตอนแรกโพรไฟโอเนตและบิวทีเรตจะถูกเปลี่ยนเป็นอะซิเตตดังสมการที่ 2.45 และ 2.46



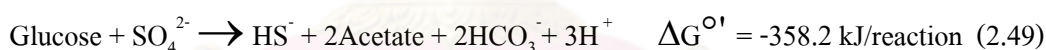
4.2 แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตทำการย่อยสลายโพรไพโอเนตและบิวทีเรตโดยตรง ได้ผลิตผลเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และ ซัลไฟด์ ดังสมการที่ 2.47 และ 2.48



ซึ่งถือได้ว่าแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตมีบทบาทสำคัญในกระบวนการย่อยสลายโพรไพโอเนตโดยพบว่ากระบวนการจะมีประสิทธิภาพมากขึ้นเมื่อความเข้มข้นของซัลเฟตสูงขึ้น แต่ในสภาวะที่มีซัลเฟตอยู่จำกัดนั้นอาจทำให้แบคทีเรียกลุ่มออกซิไดซ์โพรไพโอเนต (Propionate oxidizer) สามารถเอาชนะแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตได้

5. น้ำตาล

น้ำตาลเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายในกระบวนการแอนแอโรบิก โดยมีผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นคือ ไฮโดรเจน แลคเตต และกรดไขมันระเหยตัวอื่นๆ ดังสมการที่ 2.49 และ 2.50



2.5.4 ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน (Haandel และคณะ, 2006)

จากงานวิจัยต่างๆ พบว่ามีหลายปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน โดยสามารถจำแนกได้ดังนี้

พีเอช แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตชอบอยู่ในสภาวะที่มีค่าพีเอชเท่ากับ 7.5 - 8.0 โดยจะเกิดการยับยั้งของกระบวนการซัลเฟตรีดักชันเมื่อพีเอชต่ำกว่า 5.5 หรือสูงกว่า 9.0 อย่างไรก็ตามมีรายงานว่ากระบวนการซัลเฟตรีดักชันสามารถเกิดได้ในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักและอยู่ในสภาวะที่เป็นกรดมีค่าพีเอชเท่ากับ 3.0

อุณหภูมิ แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตเติบโตได้ดีในช่วง 28 - 58 °ซ ส่วนแบคทีเรียชนิดที่เป็นกลุ่มอาศัยในช่วงอุณหภูมิสูง หรือ Thermophilic SRB สามารถพบได้ในพื้นที่ที่มีแหล่งความ

ร้อนจากใต้ดิน ได้แก่ แบคทีเรียกลุ่ม *Desulfotomaculum* และ *Thermodesulfobacterium* ซึ่งสามารถเติบโตได้ที่อุณหภูมิในช่วง 54 - 70 °ซ

ความเป็นพิษของซัลไฟด์ (Speece, 1996) ซัลไฟด์เป็นผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน ซัลไฟด์มีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียกลุ่มต่างๆ รวมถึงต่อแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต ความเป็นพิษของซัลไฟด์ขึ้นอยู่กับค่าพีเอช เนื่องจากมีเฉพาะไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่านั้นที่ไม่แตกตัว (Unionized hydrogen sulfide) ที่สามารถผ่านผนังเซลล์แบคทีเรียได้



ดังนั้นที่พีเอช 8 - 9 ไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำทั้งหมดจะอยู่ในรูปที่แตกตัว (Ionized form) ส่วนที่ค่าพีเอชเป็นกลางพบว่า ประมาณ 20-50% ของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำอยู่ในรูปไม่แตกตัว (Unionized form) ซึ่งที่ความเป็นพิษต่อเซลล์แบคทีเรีย นอกจากนี้ยังพบว่าผลของความเป็นพิษของซัลไฟด์ยังขึ้นอยู่กับสถานะของแบคทีเรียในระบบฯ กล่าวคือ แบคทีเรียที่อยู่แบบแขวนลอยจะได้รับผลกระทบมากกว่าแบคทีเรียที่อยู่เป็นชั้นฟิล์ม เช่นในระบบ Anaerobic filters หรือที่เป็นลักษณะของเม็ดตะกอน (Granular)

2.6 ระบบบำบัดน้ำเสียถึงปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบมีแผ่นกั้นหรือเอปียาร์ (Anaerobic Baffled Reactor) (Barber และ Stuckey, 1999)

ถังปฏิกรณ์เอปียาร์เป็นถังบำบัดที่ออกแบบมาสำหรับระบบบำบัดแบบไร้อากาศที่ถูกพัฒนามาตั้งแต่ปี ค.ศ.1980 พร้อมๆ กับช่วงที่ Lettinga ได้พัฒนาระบบยูเอเอสบี (UASB) โดย McCarty และคณะได้สังเกตเห็นว่าในระบบบำบัดแบบ RBC กลุ่มแบคทีเรียส่วนมากสามารถแขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย และเมื่อเอาแผ่นจานหมุนออกก็ดัดแปลงมาเป็นระบบเอปียาร์ ซึ่งในช่วงแรกใช้สำหรับการผลิตก๊าซมีเทน ถังปฏิกรณ์เอปียาร์เป็นระบบบำบัดที่สามารถบำบัดน้ำเสียได้ที่อัตราสูง (High rate) เนื่องจากสามารถเก็บกักเซลล์จุลินทรีย์ได้จำนวนมาก (SRT สูง) โดยไม่ขึ้นอยู่กับเวลาที่กักน้ำ (HRT) ที่เข้ามาในระบบฯ ซึ่งแตกต่างกับระบบการกวนแบบผสม (CSTR) และพบว่าระบบแบบเอปียาร์นี้สามารถรองรับอัตราการสลายอินทรีย์ได้ที่ 10 - 40 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยทั่วไประบบบำบัดแบบไร้อากาศสามารถจำแนกได้เป็น 3 กลุ่มใหญ่ๆ โดยพิจารณาจากลักษณะและกลไกการกักเก็บเซลล์จุลินทรีย์ ได้แก่ ระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) ระบบเซลล์แขวนลอย (Suspended growth) และระบบแบบผสม (Hybrid)

ข้อดีที่สำคัญของระบบเอบีอาร์คือ สามารถแบ่งแยกกลุ่มแบคทีเรียที่สร้างกรด (Acidogenesis bacteria) และกลุ่มที่สร้างก๊าซมีเทน (Methanogenesis bacteria) ด้วยช่วงถังของระบบ จึงเรียกระบบนี้ว่า ระบบบำบัดแบบสองเฟส (Two-phase system) ซึ่งจากลักษณะดังกล่าว เป็นการส่งเสริมการทำงานของระบบบำบัดได้อย่างดี เนื่องจากแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มชอบอยู่ในสภาวะที่ต่างกัน ทำให้ง่ายต่อการควบคุมระบบ แม้ว่าระบบเอบีอาร์จะมีข้อดีหลายประการแต่ก็มีข้อเสียบางประการสำหรับการออกแบบระบบบำบัดเพื่อใช้จริง กล่าวคือ ต้องทำการออกแบบถังให้ตื่นเพื่อควบคุมระดับความเร็วการไหลขึ้นของน้ำและก๊าซ และต้องทำให้การกระจายน้ำเสียเข้าถังมีความสม่ำเสมออีกด้วย โดยข้อดีต่างๆ ของถังปฏิกรณ์แบบเอบีอาร์สามารถสรุปได้ดังนี้

ด้านการออกแบบและการก่อสร้าง

1. ออกแบบง่าย ค่าก่อสร้างไม่สูง
2. ไม่จำเป็นต้องมีระบบกวนผสม
3. ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบไม่สูง ไม่มีการอุดตันของตะกอน

ด้านการควบคุมระบบ

1. สามารถทำงานได้ที่ HRT ต่ำ
2. สามารถทนต่อสภาวะ Hydraulic shock load และ Organic shock load ได้ดี
3. สามารถป้องกันระบบจากน้ำเสียที่เป็นพิษได้ โดยสามารถเดินระบบได้ทั้งแบบต่อเนื่องและไม่ต่อเนื่อง

ด้านจุลินทรีย์ในระบบ

1. ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นน้อย
2. มีเวลาการกักเก็บเซลล์จุลินทรีย์ได้มาก (SRT สูง) โดยไม่จำเป็นต้องมี Fixed media หรือห้องตกตะกอน
3. ระบบสามารถแยกก๊าซ หรือสลัดจ์ได้โดยไม่ต้องใช้อุปกรณ์พิเศษ

2.6.1 การทำงานของระบบเอบีอาร์

ลักษณะการไหล

ลักษณะทางไฮดรอดนามิกส์และความสามารถในการกวนผสม (Degree of mixing) จะส่งผลต่อการสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์และสารอาหารในน้ำเสีย ซึ่งจะมีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพของระบบ ได้มีงานวิจัยของ Grobicki และ Stuckey (1992) (อ้างถึงใน Barber และ Stuckey, 1999) พบว่าระบบเอบีอาร์มีระดับการเกิด Hydraulic dead space (พื้นที่ที่ไม่ถูกใช้งาน) น้อยกว่า 8% สำหรับถังเปล่าที่ไม่มีเซลล์จุลินทรีย์และที่ 18% เมื่อมีเซลล์จุลินทรีย์ 8 กรัมวีเอสเอส/ลิตร ซึ่งน้อย

กว่าถึงปฏิกรณ์แบบอื่นๆ และการเกิด Dead space จะไม่ขึ้นอยู่กับเซลล์จุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์หากเดินระบบที่ HRT ต่ำๆ แต่จะขึ้นอยู่กับอัตราการไหลและจำนวนช่องของถัง (การวางแผ่นกั้น) ซึ่งจะตรงกันข้ามกับ Biological dead space (บริเวณที่แบคทีเรียไม่ได้ทำงาน) ที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของมวลจุลินทรีย์ อัตราการเกิดก๊าซและอัตราการไหล โดยค่า Biological dead space จะมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการไหลเพิ่มขึ้น (HRT ลดลง) ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าที่ค่า HRT สูงๆ Dead space ของระบบจะเกิดจาก Biological Dead Space เป็นส่วนหลักและจะส่งผลกระทบต่อผลผลิตของระบบเมื่อ HRT ต่ำลง

ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์

เนื่องจากแบคทีเรียมีการเติบโตที่ช้าในระบบแอนแอโรบิก ดังนั้นในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบ (Start up) จึงต้องมีโหลดที่ต่ำและอัตราการไหลที่ต่ำ โดย Barber และ Stuckey (1997) ได้พบว่า การเริ่มต้นเดินระบบด้วยค่า HRT ที่สูงๆ (มากกว่า 80 ชม.) แล้วค่อยๆ ลด HRT ลงเป็นขั้นๆ โดยควบคุมให้ความเข้มข้นของสับสเตรตคงเดิม สามารถเพิ่มประสิทธิภาพและความคงตัวของระบบได้ดี

1. การนำระบบเอปปีอาร์ไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ

เนื่องจากน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำจะมีแรงผลักดันในการถ่ายเทมวลสาร (Mass transfer driving force) ต่ำลง ซึ่งทำให้อัตราการย่อยสลายต่ำลงด้วย นอกจากนี้ยังทำให้เป็นการยากที่จะแยกกลุ่มแบคทีเรียในแต่ละช่อง และยังพบว่า การบำบัดน้ำเสียประเภทนี้ต้องใช้ค่าอายุตะกอน (θ_c) ที่สูงเพื่อต้องกักเก็บปริมาณจุลินทรีย์ในระบบให้มาก เพราะอัตราการเติบโตของจุลินทรีย์ในน้ำเสียนี้นี้จะมีค่าต่ำจึงทำให้ชั้นตะกอนน้อยลง

2. การนำระบบเอปปีอาร์ไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง

ในทางตรงกันข้ามกับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงอาจต้องทำการเจือจางหรือเดินระบบที่ HRT ต่ำ เนื่องจากมีการเกิดก๊าซจำนวนมากในระบบทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอน ดังนั้นความสามารถในการตกตะกอนจึงลดลงและมีโอกาสที่เซลล์จุลินทรีย์จะถูกชะล้างออกไปได้ เมื่อพิจารณาในแง่ของไคเนติกส์ การที่น้ำเสียมีความเข้มข้นสูงทำให้อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มที่มีค่า K_s สูง มีการเติบโตมากขึ้นและผลิตก๊าซมีเทนได้มากขึ้น

3. การนำระบบเอปปีอาร์ไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟต

Fox และ Venkatasubbiah (1996) (อ้างถึงใน Barber และ Stuckey, 1999) ได้ทดลองบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตจากอุตสาหกรรมยาที่มีความเข้มข้นซีไอดี 20 กรัม/ลิตร และอัตราส่วน COD/Sulfate เท่ากับ 8:1 พบว่าสามารถกำจัด COD ได้ 50% และกำจัดซัลเฟตได้ 95%

ในช่วง HRT 1 วัน และพบว่าซัลเฟตส่วนใหญ่ถูกกำจัดในช่องแรกของถังปฏิกรณ์เอปียอร์ แต่ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจะส่งผลกระทบต่อช่องหลังๆ เนื่องจากความเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ซึ่งอาจแก้ไขโดยการเวียนน้ำกลับมาเพื่อลดผลกระทบจากซัลไฟด์ที่มีความเข้มข้นสูงเกินไป

4. การนำระบบเอปียอร์ไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรต

Barber และ Stuckey (2000) ได้นำระบบเอปียอร์มาบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรต พบว่าน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีโซเดียมไนเตรต 1000 มก./ลิตร และซีโอดี 4000 มก./ลิตร กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นในช่องที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ที่เวลากักเก็บ 5 ชม. โดยมีประสิทธิภาพการเกิดดีไนทริฟิเคชันเท่ากับ 82% และ 96% ตามลำดับ และมีอัตราดีไนทริฟิเคชัน 0.335 และ 0.085 กก.ไนเตรต/กก.วีเอสเอส-วันในช่องที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ตามลำดับ

2.6.2 ลักษณะของกลุ่มแบคทีเรียในถังปฏิกรณ์

ลักษณะของแบคทีเรียที่เติบโตในระบบเอปียอร์แต่ละช่องของถังปฏิกรณ์นั้นจะขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียที่บำบัดโดยปกติจะเกิดกลุ่มแบคทีเรียสร้างกรดในช่องถังด้านหน้า เพราะแบคทีเรียกลุ่มนี้จะมีอัตราเติบโตที่เร็ว อีกทั้งสามารถอยู่ได้ในสภาวะที่มีสารอาหารมากและพีเอชต่ำ ส่วนแบคทีเรียกลุ่มที่เติบโตช้าและอาศัยได้ในช่วงพีเอชที่สูงก็จะอยู่ในช่องถังถัดๆ ไป

แม้ว่าการสร้างเม็ดตะกอนในถังจะไม่จำเป็นเมื่อเทียบกับระบบ UASB แต่ก็มีการรายงานว่าสามารถเกิดเม็ดตะกอนขึ้นในระบบได้ในลักษณะเดียวกับ UASB โดยลักษณะเม็ดตะกอนที่พบจะประกอบด้วยแบคทีเรีย *Methanosarcina* (กลุ่มสร้างก๊าซมีเทน) ที่ถูกหุ้มด้วยแบคทีเรียจำพวกเส้นใย เช่น *Methanosacta* และพบว่าขนาดเม็ดตะกอนที่พบในแต่ละช่องของถังปฏิกรณ์จะมีขนาดใหญ่ใกล้เคียงกันแต่จะมีขนาดใหญ่ที่สุดในถังด้านหน้าจนถึงเล็กสุดในถังสุดท้าย เนื่องจากการสร้างเม็ดตะกอนจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของซีโอดีและปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.7 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Akunna และ คณะ (1992) ศึกษาผลของอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่มีต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (ไนเตรตและไนไตรต์) และกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบบำบัดแบบ Completely stirred anaerobic digester ที่มีค่าเวลากักเก็บ 10 วันโดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอน และค่าซีโอดีคงที่เท่ากับ 5,318 มก./ลิตร แต่แปรเปลี่ยนความเข้มข้นไนเตรตหรือไนไตรต์เพื่อให้ได้ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่แตกต่างกัน ผลจากการทดลองพบว่ากระบวนการที่เกิดขึ้นแบ่งออกเป็น 3 ช่วงตามค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N คือ COD/NO_x-N มากกว่า 53 ระหว่าง 8.86-53 และต่ำกว่า 8.86 ดังนี้

1. ที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ต่ำกว่า 8.86 (สำหรับไนเตรต) และ 6.65 (สำหรับไนไตรต์) อัตราส่วนการกำจัดไนเตรตหรือไนไตรต์จะลดลงเมื่อค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ลดลง (โดยเพิ่มอัตราภาชนะไนโตรเจน) และเมื่อค่าอัตราส่วนนี้ต่ำกว่า 2.13 พบว่าไนเตรตและไนไตรต์ในน้ำทิ้งมีค่าสูง โดยผู้วิจัยให้เหตุผลว่าเกิดจากความ เป็นพิษของออกไซด์ของไนโตรเจน (NO_x-N) ที่มีค่าสูงกว่า 2,500 มก./ลิตร
2. ที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ระหว่าง 8.86 – 53 จะมีปริมาณก๊าซมีเทนเกิดขึ้นควบคู่กับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยปริมาณก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนของ COD/NO_x-N ที่เพิ่มขึ้น โดยพบว่าชุดที่ใช้ไนไตรต์จะให้ปริมาณก๊าซมีเทนมากกว่าชุดการเติมไนเตรต นอกจากนี้ในช่วงอัตราส่วนดังกล่าวยังพบว่าไนเตรตและไนไตรต์ถูกรีดิวซ์เป็นแอมโมเนีย (กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ) ซึ่งปริมาณแอมโมเนียจะแปรผันตามอัตราส่วน COD/NO_x-N กล่าวคือ ปริมาณแอมโมเนียสูงขึ้นเมื่ออัตราส่วน COD/NO_x-N สูงขึ้น (โดยการลดความเข้มข้นไนเตรตหรือไนไตรต์)
3. ที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N มากกว่า 53 ไนเตรตและไนไตรต์จะถูกรีดิวซ์ไปเป็นแอมโมเนียเป็นส่วนใหญ่ทั้งหมดควบคู่กับกระบวนการสร้างก๊าซมีเทน โดยที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 106 พบว่าไนเตรตและไนไตรต์ทั้งหมดถูกรีดิวซ์เป็นแอมโมเนีย และยังพบว่ามีการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในทุกชุดการทดลองที่เติมไนไตรต์มากกว่าชุดทดลองที่เติมไนเตรต ซึ่งอาจเป็นเพราะกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ใช้ไนไตรต์ได้ดีกว่าไนเตรต
4. จากการวิเคราะห์เชื้อจุลินทรีย์ในระบบฯ พบว่า ที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ต่ำ จะพบเชื้อกลุ่ม True denitrifier เป็นกลุ่มเด่นในระบบฯ ได้แก่ *Pseudomonas fluorescens* แต่ที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 53 และ 106 กลับไม่พบเชื้อกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ในระบบฯ ดังนั้นหากต้องการกำจัดไนเตรตหรือไนไตรต์ผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันต้องใช้อัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ต่ำ

Percheron และคณะ (1999) ศึกษาผลของการเติมไนเตรตลงไปในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตเข้มข้นสูง เมื่อทำการทดลองด้วยระบบแบทช์ ผลการทดลองพบว่า

1. น้ำเสียที่มีไนเตรตสูงและค่าอัตราส่วน COD/N สูง (ซึ่งการทดลองนี้ใช้ค่าอัตราส่วนเท่ากับ 29.2 15.5 และ 9.3) จะไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของกระบวนการไนทริฟิเคชันไปเป็นกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ
2. การเติมไนเตรตลงไปในชุดทดลองจะทำให้เกิดช่วง Lag phase ของกระบวนการไนทริฟิเคชัน ซึ่งเป็นช่วงที่ปริมาณก๊าซมีเทนไม่ได้รับผลกระทบจากไนเตรตที่เติมลงไป แม้ว่าปริมาณไนเตรตจะมีค่าความเข้มข้นสูงถึง 500 มก./ลิตร แต่หลังจากที่กระบวนการไนทริฟิเคชันเริ่มเกิดขึ้น ทั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันและกระบวนการสร้างก๊าซมีเทนจะหยุดชะงักทันที
3. เมื่อมีการเติมธาตุเหล็กในรูป $FeCl_2$ (12mM) ลงไปเพื่อกำจัดซัลไฟด์ในระบบ (เพื่อทดสอบผลของซัลไฟด์ต่อกระบวนการไนทริฟิเคชัน) พบว่าการเติม $FeCl_2$ ทำให้กระบวนการไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นทันทีโดยไม่มีช่วงของ Lag phase แต่อัตราไนทริฟิเคชันเมื่อมีการเติม $FeCl_2$ ลงไปนั้นมีค่าต่ำกว่าอัตราไนทริฟิเคชันที่ได้เมื่อไม่มีการเติม $FeCl_2$ โดยไม่พบการสะสมตัวของไนไทรต์ในระบบฯ แต่กลับไปเพิ่มการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ซึ่งยังไม่ทราบเหตุผลที่แน่ชัดว่าเป็นเพราะเหตุใดธาตุเหล็กจึงส่งผลต่อการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ซึ่งผู้วิจัยได้อธิบายว่าอาจเกิดจากธาตุเหล็กช่วยในการตกตะกอนเหล็กซัลไฟด์ได้ จึงช่วยลดความเป็นพิษของซัลไฟด์ต่อแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างแอมโมเนียหรือดีเอ็นอาร์เอ ดังนั้นในระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปที่มีซัลเฟตเข้มข้นสูงก็มักจะแนะนำให้เติมธาตุเหล็กลงไปเพื่อลดความเป็นพิษของซัลไฟด์ในระบบ

Yamaguchi และคณะ (1999) ศึกษาถึงพฤติกรรมของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตเข้มข้นสูง (ซีโอดีเท่ากับ 2,000 มก./ลิตรและซัลเฟตเท่ากับ 1,000 มก./ลิตร) และน้ำเสียที่ซัลเฟตเข้มข้นต่ำ (ซีโอดีเท่ากับ 2,000 มก./ลิตรและซัลเฟตเท่ากับ 33 มก./ลิตร) พบว่าระบบสามารถกำจัดซัลเฟตได้ดีที่อัตราการระสารอินทรีย์ 1.3 มก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยกำจัดซีโอดีได้มากกว่า 90% และในชุดการทดลองที่มีซัลเฟตเข้มข้นสูงไม่พบว่าก๊าซมีเทนเกิดขึ้น ซึ่งอาจเกิดขึ้นได้จาก 2 สาเหตุ คือ

1. แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถแข่งขันกับสับสเตรตจากกลุ่มที่สร้างมีเทนได้
2. เกิดจากพิษของซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบส่งผลต่อกลุ่มแบคทีเรียที่สร้างมีเทน นอกจากนี้ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าปริมาณซัลไฟด์ที่ไม่แตกตัวควรมีค่าต่ำกว่า 100 มก.ซัลไฟด์-ซัลเฟอร์/ลิตรเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ดีที่สุด

Barber และ Stuckey (2000) ศึกษาการกำจัดไนเตรดด้วยระบบบำบัดแบบเอปียอร์เมื่อนำน้ำเสียสังเคราะห์ที่ประกอบด้วยซูโครสและโปรตีนที่มีค่าซีโอดี 4,000 มก.ซีโอดี/ลิตร และความเข้มข้นโซเดียมไนเตรด 1,000 มก./ลิตร (165 มก.ไนเตรด-ไนโตรเจน/ลิตร และ COD/N = 24.2) โดยเดินระบบด้วยอัตราภาระเชิงปริมาตร (Volumetric loading rate) เท่ากับ 4.8 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน หรืออัตราภาระสารอินทรีย์ เท่ากับ 0.274 กรัมซีโอดี/กรัมวีเอสเอส-วัน ผลการทดลองพบว่า

1. กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นเกือบสมบูรณ์ในช่องถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 (HRT เท่ากับ 2.5 และ 5 ชั่วโมงตามลำดับ) โดยพบว่ามีอัตราดีไนทริฟิเคชันเท่ากับ 0.335 และ 0.085 กก.ไนเตรด/กก.วีเอสเอส-วัน ตามลำดับ โดยได้เปอร์เซ็นต์การกำจัดไนเตรดเท่ากับ 82 และ 96 % ตามลำดับ และมีการสะสมตัวของไนไตรต์ในช่องที่ 1 และ 2 เท่ากับ 43 และ 0.7 มก.ไนไตรต์/ลิตร
2. การเติมไนเตรดส่งผลต่อปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น โดยพบว่าการเติมไนเตรดทำให้ปริมาณก๊าซมีเทนเพิ่มมากขึ้น (แต่เปอร์เซ็นต์อัตราส่วนก๊าซลดลง) ซึ่งผู้วิจัยได้อธิบายว่าอาจเกิดจากมีแอมโมเนียเกิดขึ้นในระบบฯ ซึ่งเป็นผลจากกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ และทำให้แบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนสามารถนำแอมโมเนียไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนได้ง่ายขึ้น
3. พบการเพิ่มขึ้นของ SMPs (Soluble Microbial Products; สารที่เกิดจากกระบวนการย่อยสลายหรือการตายของเซลล์) ในช่องแรกของถังปฏิกรณ์ ซึ่งในระบบเอปียอร์ค่าซีโอดีที่เหลือในน้ำทิ้งจะเป็นส่วนของ SMPs ประมาณ 26 – 48 % ของซีโอดีทั้งหมด ซึ่งผู้วิจัยได้กล่าวว่า SMPs ที่เกิดขึ้นน่าจะเป็นผลของแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ที่มีการเติบโตเร็วและย่อยสลายเซลล์ได้เร็วกว่าระบบแอนแอโรบิกทั่วไป ดังนั้น SMPs ที่เกิดน่าจะมาจากการย่อยสลายของเซลล์ (Endogenous decay) เหล่านี้
4. เมื่อวิเคราะห์ค่ากรดไขมันระเหย (VFAs) ในช่องแรกของถังปฏิกรณ์ที่มีไนเตรดพบว่าส่วนใหญ่เป็นอะซิเตต ซึ่งมีค่าลดลงในช่องถัดไป ส่วนปริมาณโพรไพโอเนตจะมีค่าลดลงเมื่อเทียบกับชุดที่ไม่มีไนเตรด ซึ่งโดยปกติแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จะชอบใช้สับสเตรตที่เป็นอะซิเตตมากกว่า ดังนั้นผู้วิจัยจึงกล่าวว่าการที่โพรไพโอเนตลดลงแต่อะซิเตตเพิ่มขึ้นสำหรับชุดที่มีไนเตรดนั้น เกิดจากกระบวนการย่อยสลายโพรไพโอเนตที่ไม่สมบูรณ์ (Incompletely oxidize propionate) ของแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ ในระบบ เช่น กลุ่มรีดิคซ์ซัลเฟต เนื่องจากกระบวนการดีไนทริฟิเคชันทำให้ค่าพีเอชในระบบสูงขึ้น รวมถึงทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) ลดต่ำลง จึงอาจเป็นการส่งเสริมให้แบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ ที่สามารถย่อยสลายโพรไพโอเนตเติบโตได้ดียิ่งขึ้น

5. พบแอมโมเนียเกิดขึ้นในระบบฯ ที่มีการเติมไนเตรต โดยพบว่าเมื่อแอมโมเนียเกิดขึ้นเฉลี่ย 177 มก.แอมโมเนีย/ลิตร หรือ 0.177 มก.แอมโมเนีย/มก.ไนเตรต ซึ่งอัตราการเกิดแอมโมเนียจะขึ้นอยู่กับสัปดาห์ เช่น กระบวนการหมักกลูโคส เมื่อใช้ในเตรตและไนไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอนจะมีอัตราการเกิดแอมโมเนีย เท่ากับ 2.7 และ 5.9 มก.ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-ชม.ตามลำดับ หรือจากสมการของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ 1 โมลของไนเตรตจะเกิด 1 โมลของแอมโมเนีย หรือไนเตรต 1,000 มก./ลิตร จะให้แอมโมเนีย 290 มก./ลิตร ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบ (คิดที่ 50% ของการเกิดตามสมการเคมี)

Cervantes และคณะ (2001) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบยูเอเอสบีเมื่อใช้แอมโมเนียและอะซิเตตเป็นสารตัวให้อิเล็กตรอน โดยมีค่าอัตราส่วน C/N ต่ำ ผลการทดลองพบว่า

1. เมื่อใช้อะซิเตตเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพียงอย่างเดียวเพื่อกำจัดไนเตรต (Nitrate loading เท่ากับ 125-500 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร-วัน) พบว่ามีการสะสมตัวของไนไตรต์เนื่องจากปริมาณสารให้อิเล็กตรอนไม่เพียงพอสำหรับการกำจัดไนเตรต (การทดลองใช้ค่า C/N = 1.2 ซึ่งต่ำกว่าค่าทางทฤษฎีที่มีค่า C/N = 1.4)
2. ผลการทดลองโดยใช้อะซิเตตเป็นสารให้อิเล็กตรอน ที่ค่าอัตราส่วนไนเตรต 500 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร-วัน ได้ค่าyield ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเทียบกับปริมาณไนเตรตที่ถูกกำจัดเท่ากับ 0.74 มก.ก๊าซไนโตรเจน/มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน และได้ค่าอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะเท่ากับ 25.6 มก.ก๊าซไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-นาที่
3. เมื่อใช้อะซิเตตและแอมโมเนียเป็นสารให้อิเล็กตรอน โดยใช้อัตราแอมโมเนีย (Ammonia loading rate) 100 มก.แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร-วันและอัตราไนเตรต 500 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร-วัน (ค่า C/N_T เท่ากับ 0.6 0.8 และ 1.0) พบว่าเมื่อค่า C/N_T ต่ำจะทำให้อัตราการสะสมตัวของไนไตรต์ลดลง พร้อมกับเพิ่มอัตราการกำจัดแอมโมเนีย แสดงให้เห็นว่ากระบวนการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้นประกอบไปด้วย กระบวนการแบบ Organotrophic denitrification และ Lithotrophic ammonium oxidation ควบคู่กัน

Vossoughi และคณะ (2003) ศึกษาการกำจัดซัลเฟตด้วยระบบบำบัดแบบเอบีอาร์ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์จากโมลาส และใช้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตแตกต่างกันระหว่าง 16.7 ถึง 6.0 ซึ่งค่าซีโอดีประมาณ 3,000 มก./ลิตรและทำการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นซัลเฟตระหว่าง 150 – 500 มก./ลิตร ผลการทดลองพบว่า

1. ระบบบำบัดเอปียาร์สามารถกำจัดซัลเฟตได้มากกว่า 88 % เมื่อใช้ความเข้มข้นซัลเฟตตั้งแต่ 180 – 500 มก./ลิตร ที่อัตราการระสารอินทรีย์เท่ากับ 3 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยพบ 65% ของการกำจัดซัลเฟตเกิดขึ้นในช่วงที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ (เวลากักเก็บ 0.2 วัน) และยังพบว่ากระบวนการกำจัดซัลเฟตสามารถเกิดขึ้นได้ในเฟสของการสร้างกรด (Acidogenic phase)
2. ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตที่ลดลงจาก 16.7 ถึง 6.0 สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีได้ แต่การเพิ่มอัตราการระซัลเฟตจะส่งผลให้กระบวนการกำจัดซัลเฟตเกิดขึ้นได้สูงสุดในช่วงลำดับถัดไปแทนที่จะเกิดขึ้นในช่วงที่ 1 ของถังปฏิกรณ์
3. ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่ากระบวนการสร้างก๊าซมีเทนสามารถเกิดควบคู่กับกระบวนการซัลเฟตรีดักชันได้

Foglar และ Briski (2003) ศึกษาค่าไคเนติกส์ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เมื่อต้องการให้เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้อย่างรวดเร็วและไม่เกิดการสะสมตัวของไนไทรต์ โดยทำการทดลองในถังปฏิกรณ์แบบแบทช์ โดยได้ศึกษาถึงอัตราส่วนของ $\text{MeOH}/\text{NO}_3\text{-N}$ ที่ดีที่สุด โดยใช้เมทานอล เป็นแหล่งคาร์บอน ผลการทดลองพบว่า

1. ในระบบการทดลองแบบ Batch ได้ค่าตาม Monod equation ดังนี้
 - อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ (Specific denitrification rate; k_1) อยู่ในช่วง 17.9 ถึง 25.4 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-ชม.ที่ 25 °ซ
 - อัตราการโตจำเพาะ (Specific Growth rate; μ_{max}) เท่ากับ 0.01095 ลิตร/ชม.
 - ค่าความเข้มข้นไนเตรตที่ครึ่งความเร็วปฏิกิริยา (Half velocity constant; K_N) เท่ากับ 0.001 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร
 - ค่ายิลด์การเติบโต (Growth yield; Y) อยู่ในช่วง 0.48 -0.61 มก.วีเอสเอส/มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน

ซึ่งจากผลที่ได้แสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเป็นแบบปฏิกิริยาอันดับศูนย์ (Zero order) เมื่อคิดเทียบกับไนเตรต แต่เป็นปฏิกิริยาอันดับ 1 (First order) เมื่อคิดเทียบกับความเข้มข้นของมวลจุลินทรีย์

2. แบคทีเรียที่พบในชุดการทดลองแบบแบทช์ ประกอบไปด้วย *Paracoccus sp.*, *Pseudomonas stutzeri* *Xanthomonas maltophilia* *Ochrobactrum anthropi* *Aeromonas salmonicida* *Achromogenes* และ *Staphylococcus sp.* ซึ่งมีแบคทีเรีย *Paracoccus sp.* และ *Pseudomonas stutzeri* เพียงสองชนิดที่เป็นแบคทีเรียชนิด True denitrifiers ซึ่งเป็นองค์ประกอบมากกว่า 80% ของประชากรแบคทีเรียในระบบ

- ผู้วิจัยสรุปว่าไนเตรดที่ความเข้มข้น 200 มก.ไนเตรด-ไนโตรเจน/ลิตร และค่าอัตราส่วน MeOH/NO₃-N มีค่าเท่ากับ 2.5 เพียงพอต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ โดยไม่เกิดการสะสมตัวของไนไทรต์ (น้อยกว่า 0.1 มก.ไนเตรด-ไนโตรเจน/ลิตร)

Patidar และ Tare (2006) ศึกษาผลของโลหะหนักต่อกิจกรรมของแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน (Total methanogenic activity ; TMA) และกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (Total sulfidogenic activity ; TSA) โลหะหนักที่ศึกษาได้แก่ เหล็ก (Fe) นิกเกิล (Ni) สังกะสี (Zn) และโคบอลต์ (Co) ที่ความเข้มข้น 0.048 0.011 0.026 และ 0.021 มก./กรัม การทดลองได้เตรียมน้ำเสียที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 3.5 (ความเข้มข้นซัลเฟตเท่ากับ 571.43 มก.ซัลเฟต/ลิตร) จากการทดลองสรุปได้ว่า

- การเติมสารอาหารร่วมกันคือ Fe-Co-Zn Fe-Ni-Zn และ Ni-Zn-Co จะให้ค่า TMA และ/หรือ TSA สูงสุด
- การทดลองหา TSA พบว่าแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตมีกิจกรรมสูงขึ้นเมื่อมีการเติม Fe และ CO ในปริมาณที่สูงขึ้น
- การเติม Fe และ Co จะช่วยเพิ่มจำนวนแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนและกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตได้สูงสุด ส่วนการเติม Ni Zn และ Co ร่วมกันจะเพิ่มการทำงานของเฉพาะกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน แต่ไม่เพิ่มการทำงานของกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตซึ่งอาจเกิดจากผลของการขาด Fe หรืออาจเกิดจากผลของ Ni ไปลดการดูดซึม Zn และโลหะหนักตัวอื่นๆหรือที่เรียกว่า Antagonism effect

Ruiz และคณะ (2006) ศึกษาผลของอัตราส่วน COD/N ที่มีต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ (Biomass activity) ดีไนทริฟายเออร์และแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน ในถังปฏิกรณ์แบบ Upflow sludge bed โดยใช้หัวเชื้อเริ่มต้นจากเม็ดตะกอนแอนแอโรบิกจากระบบบำบัดแบบยูเอสบี โดยค่าอัตราส่วน COD/N ที่ศึกษา คือ 1 5 10 และ 100 และใช้อัตราการระสารอินทรีย์เท่ากับ 7.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วันที่ค่าความเข้มข้นไนเตรด 20 - 2,000 มก.ไนเตรด-ไนโตรเจน/ลิตรและซีโอดี 2,000 - 6,000 มก./ลิตร ผลการทดลองพบว่า

- ที่ค่าอัตราส่วน COD/N 1 5 และ 10 เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrifying activity) เป็นส่วนใหญ่ โดยที่อัตราส่วน COD/N = 1 สามารถกำจัดไนเตรดได้ต่ำและมีการสะสมตัวของไนไทรต์ในระบบ ซึ่งแสดงถึงปริมาณซีโอดีไม่เพียงพอต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน และเมื่อปรับอัตราส่วน COD/N = 5 พบว่าสามารถกำจัดไนเตรดได้ 100% แสดงให้เห็นว่าที่อัตราส่วนนี้เพียงพอต่อการเกิดดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์

2. ที่ค่าอัตราส่วน COD/N = 10 และ 100 พบว่ามีกิจกรรมของทั้งดีไนทริฟายเออร์และกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน โดยที่ค่าอัตราส่วน COD/N = 100 พบการสร้างมีเทน (Methanogenic activity) สูงถึง 97% แสดงให้เห็นว่าสามารถกำจัดไนเตรตพร้อมทั้งผลิตก๊าซมีเทนได้โดยใช้ถังปฏิกรณ์เพียงถังเดียว แต่ผู้วิจัยแนะนำว่าการใช้ถังปฏิกรณ์แบบแยกกระบวนการเพื่อกำจัดไนเตรตและการผลิตก๊าซมีเทนน่าจะให้ผลที่ดีกว่า
3. ที่ค่าอัตราส่วน COD/N \leq 5 ลักษณะการจับตัวเป็นเม็ดตะกอน (Granular) ของเชื้อจุลินทรีย์จะหายไป โดยจะมีลักษณะเป็นฟล็อก (Floc) เข้ามาแทนที่
4. ที่ค่าอัตราส่วน COD/N = 10 และ 100 พบว่ามีแอมโมเนียเกิดขึ้นในระบบฯ เฉลี่ยเท่ากับ 60 – 80 มก. แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร แต่ผู้วิจัยให้ความเห็นว่าเกิดจากการย่อยสลายของอาหารเสริมที่เติมเข้าไปในระบบฯ (สารสกัดจากยีสต์และเปปโตน)
5. ผู้วิจัยได้ให้ความเห็นว่า ตะกอนเม็ดจากระบบบำบัดแบบยูเอสบีสามารถใช้เป็นแหล่งหัวเชื้อสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ดี

Gabalton และคณะ (2007) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเคลือบผิวโลหะ (Metal finishing industry) ซึ่งน้ำเสียมีองค์ประกอบของไนเตรต ซัลเฟต และโลหะหนักต่างๆ โดยใช้ถังปฏิกรณ์ชนิด Upflow packed bed reactor การทดลองแบ่งออกเป็น 2 ช่วง คือ ช่วงแรกเดินระบบฯ ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้เมทานอลเป็นแหล่งสารอินทรีย์ และช่วงที่สองเดินระบบฯ ด้วยน้ำเสียจริงที่ผ่านการเจือจางด้วยน้ำประปาในอัตราส่วนน้ำเสียจริงต่อน้ำประปา เท่ากับ 20/80 จากผลการทดลองพบว่า

1. ชุดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนเตรตเพียงอย่างเดียว ค่าความเข้มข้นไนเตรตระหว่าง 100 - 400 กรัมไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม. ได้อัตราดีไนทริฟิเคชันสูงสุด (Denitrification rate) เท่ากับ 200 กรัมไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม.-ชม. เมื่อใช้อัตราภาระไนเตรต (Nitrate load) ที่ 250 ก.ไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม.-ชม. โดยพบว่าค่า Critical nitrate load (ค่าโหลดสูงสุดที่ยังให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต 100%) มีค่าเท่ากับ 130 กรัมไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม.-ชม.
2. ชุดน้ำเสียจริงที่ทำการเจือจาง มีค่าความเข้มข้นไนเตรตระหว่าง 141 - 210 ก.ไนเตรต/ลบ.ม. ได้อัตราดีไนทริฟิเคชันสูงสุด (Denitrification rate) เท่ากับ 135 กรัมไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม.-ชม. เมื่อใช้อัตราภาระไนเตรตที่ 250 กรัมไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม.-ชม. โดยค่า Critical nitrate load อยู่ที่ 100 กรัมไนเตรต-ในโตรเจน/ลบ.ม.-ชม. ซึ่งแสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจริงนั้นต่ำกว่าประสิทธิภาพที่ได้จากน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งอาจเกิดจากผลของไอออนโลหะหนักอื่นๆ ที่อยู่ในน้ำเสียจริง

- ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต (COD/N) ที่เตรียมขึ้นมีค่าประมาณ 3.7 แต่จากผลการทดลองพบว่าอัตราส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ต่อไนเตรตที่ถูกกำจัด (COD consumed/NO₃-N removed) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3.39 และ 3.31 สำหรับน้ำเสียสังเคราะห์และน้ำเสียจริงตามลำดับ

Elefsiniotis และ Wareham (2007) ศึกษารูปแบบการย่อยสลายสารกรดไขมันระเหยชนิดต่างๆ ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยใช้กรดไขมันระเหยที่ได้จากการสังเคราะห์และกรดไขมันระเหยที่เกิดขึ้นโดยธรรมชาติ กรดไขมันระเหยที่ได้จากธรรมชาติจะประกอบไปด้วยอะซิเตต โพรไพโอเนต บิวทีเรต และวาเลอเรต ซึ่งได้จากการกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกในห้องปฏิบัติการ น้ำเสียที่ใช้ทดลองได้จากส่วนผสมของสลัดจ์น้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากกระบวนการผลิตมันฝรั่ง ในอัตราส่วน 1:1 แล้วเจือจางให้มีค่าความเข้มข้นปริมาณของแข็งทั้งหมดเท่ากับ 5,000 มก./ลิตร พบว่าที่สภาวะคงตัวกรดไขมันระเหยเกิดขึ้นทั้งหมด 780 มก./ลิตร จากผลการทดลองพบว่า

- ในการทดลองแบบแบทช์ ไนเตรตสามารถถูกกำจัดได้หมดและมีอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ (Specific denitrification rate; kN) ใกล้เคียงกันทั้งชุดทดลองที่ใช้กรดไขมันระเหยจากธรรมชาติและจากการสังเคราะห์ (0.0111 และ 0.0134 ก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/กรัมวีเอสเอส-วัน ตามลำดับ)
- ในชุดกรดไขมันระเหยสังเคราะห์ ค่า kN เมื่อใช้อะซิเตตสูงเป็น 2 เท่าของ kN เมื่อใช้โพรไพโอเนต แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียมีความชื่นชอบในการใช้สับสเตรตตามลำดับขั้นคือ ใช้อะซิเตตก่อนแล้วตามด้วยบิวทีเรต และโพรไพโอเนต ตามลำดับ
- การทดลองนี้ได้ผลการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยของอัตราย่อยสลายคาร์บอนจำเพาะ (Specific carbon consumption rate; kC) ทั้งชุดกรดไขมันระเหยจากธรรมชาติและกรดไขมันระเหยจากการสังเคราะห์มีค่าใกล้เคียงกัน คือ 0.0252 และ 0.0248 กรัมคาร์บอนกรดไขมันระเหย/กรัมวีเอสเอส-วันตามลำดับ

Tugtas และ Pavlostathis (2007) ศึกษาผลของสารตัวให้อิเล็กตรอนชนิดต่างๆ ต่อกระบวนการและกลไกการเกิดปฏิกิริยาไนเตรรีดักชัน เมื่อใช้หัวเชื้อแบคทีเรียแบบผสม (Mix cultures) ที่มีสภาพปรับสภาพในสภาวะที่มีซัลไฟด์ และเชื้อแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนในสภาวะเมโซฟิลิกที่ 35°C โดยน้ำเสียที่ใช้ทดลองมีค่าความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 1,500 มก./ลิตร เตรียมจากสารผสม Dextrin และ Peptone โดยใช้กลูโคส โพรไพโอเนต อะซิเตต และไฮโดรเจน/คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นแหล่งของสารอินทรีย์ มีความเข้มข้นของไนเตรตในช่วงเริ่มต้นอยู่ในช่วง 0 ถึง 300 มก.ไนโตรเจน/ลิตร ผลการทดลองพบว่า

1. ปฏิกริยาในเทอร์ตริคักชันเกิดเร็วได้ที่สุดในกลุ่มเชื้อที่มีการเติมไฮโดรเจน/คาร์บอนไดออกไซด์ และอะซิเตต แต่เมื่อใช้โพรไพโอเนตอัตราเร็วของปฏิกริยาในเทอร์ตริคักชันจะช้าที่สุด โดยเกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยซึ่งอาจเป็นผลจากการยับยั้งของสารตัวกลางจากปฏิกริยาดิไนทริฟิเคชัน เช่นเดียวกับกรณีของการเติมไฮโดรเจน/คาร์บอนไดออกไซด์ที่พบว่ามีการสะสมตัวของไนไทรต์และไนทริกออกไซด์ ซึ่งทำให้เกิดการยับยั้งกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนบางส่วนหรือทั้งหมด
2. พบว่ากระบวนการดิไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนการหลักของปฏิกริยาในเทอร์ตริคักชันเมื่อใช้โพรไพโอเนต อะซิเตต และไฮโดรเจน/คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นสับสเตรตโดยไม่ขึ้นกับอัตราส่วนของ COD/N อย่างไรก็ตามในชุดการทดลองที่เติม Dextrin Peptone และกลูโคส พบว่ามีกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในระบบฯ โดยอัตราส่วนของการเกิดดีเอ็นอาร์เอแปรผันตามค่าอัตราส่วน COD/N ผู้วิจัยจึงสรุปว่าชนิดของสารตัวให้อิเล็กตรอนจะมีผลต่อปฏิกริยาที่เกิดขึ้นและอัตราเร็วของการเกิดปฏิกริยา

สรุปการทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

จากการทบทวนเอกสารต่างๆ ดังที่กล่าวมาข้างต้นพบว่าการบำบัดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบทั้งไนเตรตและซัลเฟตความเข้มข้นสูงมีความเป็นไปได้ที่จะบำบัดได้ด้วยถังปฏิกรณ์ชนิดเอปียาร์โดยประสิทธิภาพการกำจัดทั้งไนเตรตและซัลเฟตต่างก็ขึ้นอยู่กับค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตและซีโอดีต่อซัลเฟต ตามลำดับ สำหรับการกำจัดไนเตรตให้ได้ประสิทธิภาพสูงนั้นจะขึ้นกับองค์ประกอบของน้ำเสียและชนิดของสารอินทรีย์ที่ใช้ ทำให้ในการบำบัดจะมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมแตกต่างกัน โดยพบว่าแบคทีเรียกลุ่มดิไนทริฟายเออร์สามารถใช้สารอินทรีย์ที่เป็นอะซิเตตได้ดีที่สุด แต่ในทางกลับกันการใช้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่มากเกินไปอาจทำให้เกิดกระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรตไปเป็นแอมโมเนียด้วยกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ซึ่งเป็นกระบวนการย้อนกลับของการเปลี่ยนรูปไนเตรต ดังนั้นอัตราส่วนของซีโอดีต่อไนเตรตจึงเป็นปัจจัยหลักที่มีความสำคัญต่อการแข่งขันระหว่างแบคทีเรียกลุ่มต่างๆ ในระบบฯ

ในแง่ของการกำจัดซัลเฟต ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตก็เป็นปัจจัยที่มีผลต่อการแข่งขันระหว่างกลุ่มแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนเช่นเดียวกัน โดยค่าปริมาณอัตราส่วนที่สูงจะทำให้กระบวนการสร้างก๊าซมีเทนสามารถเกิดขึ้นได้ นอกจากนี้ระบบกำจัดซัลเฟตจะมีการสร้างซัลไฟด์เกิดขึ้นจากกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน ซึ่งซัลไฟด์เป็นสารที่มีความเป็นพิษต่อระบบฯ ทั้งต่อแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ ดังนั้นจึงมีงานวิจัยที่พยายามลดผลกระทบของซัลไฟด์ด้วยการเติมสารต่างๆ เพื่อไปยับยั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน เช่น ไนเตรตหรือไนไทรต์ หรือแม้แต่การเติมสารกลุ่มโลหะหนัก เช่น ธาตุเหล็ก เพื่อช่วยในการตกตะกอนของ

ซัลไฟด์ แต่อย่างไรก็ตามผลจากงานวิจัยเหล่านั้นแสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตมีความสามารถที่จะใช้ในเทอร์ตเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้ ดังนั้นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีทั้งองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูงนั้นจึงมีรูปแบบของกระบวนการที่เกิดขึ้นอย่างซับซ้อนและน่าสนใจที่จะทำการศึกษาต่อไป



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ โดยมุ่งศึกษาถึงพฤติกรรมของถังปฏิกรณ์แบบเอปิวาร์ ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีทั้งองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูง ซึ่งแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง โดยในช่วงแรกเป็นการศึกษาค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมที่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตดีที่สุด และในช่วงที่สองเป็นการทดลองผลของปริมาณธาตุเหล็กในรูปเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) ต่อกระบวนการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต โดยแผนผังสรุปขั้นตอนการดำเนินงานวิจัยทั้งหมดแสดงดังรูปที่ 3.1 มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

3.1 แผนการทดลองช่วงที่ 1

การทดลองในช่วงนี้แบ่งออกเป็น 3 ชุดการทดลอง โดยในแต่ละชุดจะแปรค่าปริมาณการเติมสารอินทรีย์ (น้ำตาลทราย) แตกต่างกันเพื่อเปรียบเทียบผลที่เกิดขึ้นในระบบฯ ดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 เติมปริมาณสารอินทรีย์ในอัตราส่วนที่น้อยกว่าปริมาณที่ต้องการใช้เพื่อกำจัดไนเตรตในน้ำเสีย โดยค่าที่ใช้ในการทดลองคือ อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในโตรเจนเท่ากับ 2 นั่นคือ เติมปริมาณสารอินทรีย์ในระดับความเข้มข้นเทียบเท่าซีโอดีเท่ากับ 1,000 มก./ล.

ชุดการทดลองที่ 2 เติมปริมาณสารอินทรีย์ในอัตราส่วนที่พอดีกับปริมาณที่ต้องการใช้เพื่อกำจัดไนเตรตเพียงอย่างเดียว แต่อาจไม่เพียงพอต่อการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสีย (โดยคาดว่าสารอินทรีย์จะถูกใช้ในการกำจัดไนเตรตก่อนที่จะใช้สำหรับการกำจัดซัลเฟต) โดยค่าที่ใช้ในการทดลองคือ อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในโตรเจนเท่ากับ 6 นั่นคือ เติมปริมาณสารอินทรีย์ในระดับความเข้มข้นเทียบเท่าซีโอดีเท่ากับ 3,000 มก./ล.

ชุดการทดลองที่ 3 เป็นการเติมปริมาณสารอินทรีย์ในอัตราส่วนที่มากเกินไปสำหรับการกำจัดทั้งไนเตรตและซัลเฟตในน้ำเสีย โดยค่าที่ใช้ในการทดลองคือ อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในโตรเจนเท่ากับ 12 นั่นคือ เติมปริมาณสารอินทรีย์ในระดับความเข้มข้นเทียบเท่าซีโอดีเท่ากับ 6,000 มก./ล.



รูปที่ 3.1 แผนผังสรุปการดำเนินงานวิจัยทั้งหมด

เดินระบบการทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์เอปียาร์จำนวน 3 ชุด ที่มีลักษณะเหมือนกัน โดยเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ได้จากถังหมักเศษผักและผลไม้ของบริษัท แชน.อี. 68 จำกัด จำนวน 8 ลิตร (ช่องละ 2 ลิตร) ซึ่งมีปริมาณของแข็งทั้งหมดเฉลี่ย (Total solid) 2.9 เปอร์เซ็นต์ โดยเป็นมวลของแข็งอินทรีย์ (Volatile solid) เฉลี่ย 230 กรัมต่อถังปฏิกรณ์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานให้กับจุลชีพ (สูตรโมเลกุลน้ำตาล = $C_{12}H_{22}O_{11}$) เดินระบบพร้อมกันด้วยอัตราการสูบน้ำเสีย 8 ลิตร/วัน มีเวลากักเก็บรวมของระบบเท่ากับ 2 วัน โดยตัวแปรต่างๆ และค่าที่ใช้ในการทดลองสำหรับการทดลองในช่วงที่ 1 แสดงในตารางที่ 3.1 และ 3.2

ตารางที่ 3.1 ตัวแปรและค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 1

ตัวแปรที่กำหนดให้คงที่	ตัวแปรอิสระที่ทำการศึกษา
1. อัตราการสูบน้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบ	1. อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดไนโตรเจน
2. ชนิดสารอาหารที่ใช้ (น้ำตาลทราย)	2. ความเข้มข้นของซีโอดี
3. ความเข้มข้นไนเตรด	
4. ความเข้มข้นซัลเฟต	
5. ระยะเวลาเก็บน้ำเสียรวม	
ตัวแปรตามที่ทำการวิเคราะห์	
พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	วิธีวิเคราะห์ / เครื่องมือวิเคราะห์
1. พีเอช	pH meter
2. โออาร์พี	ORP meter
3. สภาพการนำไฟฟ้า	Conductivity meter
4. สภาพด่างทั้งหมด	Titration method
5. กรดไขมันระเหย	Titration method
6. ซีโอดีละลาย (ไลซ์ลไฟต์)	Closed flux method / Spectrophotometer
7. ปริมาณไนเตรด	Ion Selective Electrodes with Polymer Membrane
8. ปริมาณไนโทรต์	Colorimetric method at wavelength 543 nm.
9. ปริมาณซัลเฟต	Turbidity method
10. ปริมาณซัลไฟด์รวม	Iodometric method / Calculation

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์ต่างๆ และค่าที่ใช้จริงในการเดินระบบถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ 3 ชุด
ของการทดลองช่วงที่ 1

พารามิเตอร์	ถังปฏิกรณ์ชุดที่		
	ชุดทดลองที่ 1	ชุดทดลองที่ 2	ชุดทดลองที่ 3
ปริมาตรรวมของระบบ (ลิตร)	16	16	16
อัตราการสูบน้ำเสียสังเคราะห์ (ลิตร/วัน)	8	8	8
ระยะเวลาการกักเก็บ (วัน)	2	2	2
ปริมาณสารอินทรีย์ (มก.ซีไอดี/ลิตร)	735 ± 111	2,823 ± 148	5,259 ± 149
ไนเตรต (มก.ไนเตรตไนโตรเจน/ลิตร)	335 ± 28	389 ± 32	383 ± 31
ไนไตรต์ (มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจน/ลิตร)	180 ± 31	129 ± 25	126 ± 22
ซัลเฟต (มก./ล.)	1,145 ± 71	1,127 ± 83	1,105 ± 62
อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)	0.37	1.41	2.63
อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจน (กรัมซีไอดี/กรัมไนโตรเจน)	1.43 ± 0.23	5.49 ± 0.52	10.37 ± 0.47

3.1.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นจากน้ำประปาโดยใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งของสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี (ค่าซีไอดีน้ำตาลทรายเท่ากับ 1.22 กรัมซีไอดีต่อ 1 กรัม น้ำตาลทราย) โดยปริมาณน้ำตาลทรายที่เดิมจะเป็นตัวกำหนดอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจน แตกต่างกันใน 3 ชุดการทดลอง แต่เตรียมความเข้มข้นของไนเตรดและซัลเฟตให้มีค่าเท่ากันทั้ง 3 ชุดการทดลอง โดยใช้โซเดียมไนเตรดเป็นแหล่งไนเตรดที่ความเข้มข้น 500 มก./ล. ในรูปไนเตรด-ไนโตรเจนและโซเดียมซัลเฟตเป็นแหล่งซัลเฟตที่ความเข้มข้น 1,000 มก./ล. ในรูปซัลเฟต และทำการเติมธาตุอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ได้แก่ ฟอสฟอรัสและธาตุเหล็ก ในรูปโซเดียมไฮโดรเจนฟอสเฟตและเฟอร์ริกคลอไรด์ในอัตราส่วนที่แนะนำสำหรับระบบแอนแอโรบิกโดยทั่วไปโดย Speece (1996) ดังตารางที่ 3.3 โดยถือว่าธาตุอาหารรองชนิดอื่น ๆ น่าจะมีปริมาณที่เพียงพออยู่แล้วในน้ำประปาที่ใช้เป็นตัวทำละลาย อัตราส่วนองค์ประกอบและการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ทั้ง 3 ชุดการทดลอง แสดงดังตารางที่ 3.4

ความถี่ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ คือ ทุก 3-4 วัน เพื่อให้ น้ำเสียในถังพักเพียงพอต่อหนึ่งรอบการไหลผ่านถังปฏิกรณ์หรือที่เวลากักเก็บ 2 วัน ดังนั้นรอบการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จะพอดีหรือใกล้เคียงกับรอบของการเก็บตัวอย่าง กล่าวคือ หลังจากเตรียมน้ำเสียแบบซ้ำใหม่จะต้องรอให้ระบบเดินต่อเนื่องไปอีกสองหรือสามวันจึงจะทำการเก็บตัวอย่างวิเคราะห์ เพื่อลดความผิดพลาดในการวิเคราะห์ผลการทดลอง

ตารางที่ 3.3 อัตราส่วนการเติมค่าสภาพต่าง ธาตุอาหารหลักและธาตุอาหารรองในน้ำเสียสังเคราะห์

ธาตุอาหารที่เติม	แหล่งของธาตุอาหาร	ปริมาณที่เติมให้กับระบบ
1. โซเดียมไบคาร์บอเนต	ไบคาร์บอเนต	200 มก.หินปูน/ลิตร (ปริมาณที่มากเกินไป)
2. โซเดียมไฮโดรเจนฟอสเฟต	ฟอสเฟต	2.5 มก.ฟอสเฟต/กรัมซีโอดี
3. เฟอร์ริกคลอไรด์	เหล็ก	0.02 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี*

หมายเหตุ * เป็นค่าที่แนะนำโดย Speece (1996) สำหรับระบบบำบัดแอนแอโรบิกทั่วไป

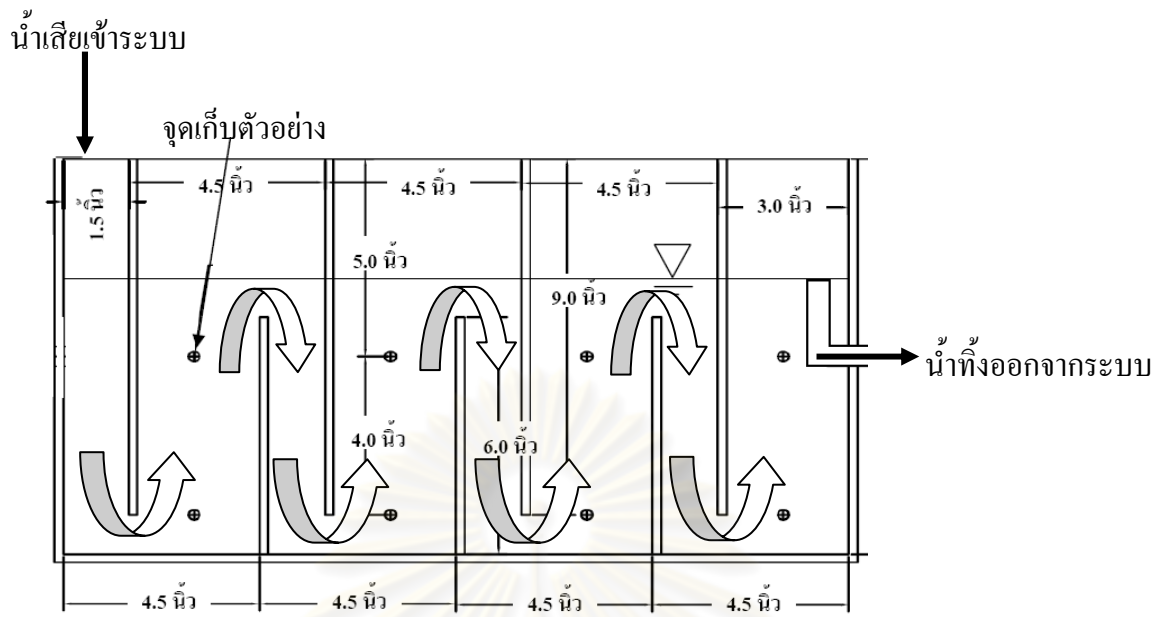
ตารางที่ 3.4 องค์ประกอบการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับถังปฏิกรณ์เอปียอร์ 3 ชุด

ส่วนประกอบ	หน่วย	ชุดทดลองที่ 1	ชุดทดลองที่ 2	ชุดทดลองที่ 3
1. น้ำตาลทราย*	มก.	820	2,459	4,918
2. โซเดียมซัลเฟต	มก.	1,479	1,479	1,479
3. โซเดียมไบคาร์บอเนต	มก.	200	200	200
4. โซเดียมไนเตรต	มก.	3,035	3,035	3,035
5. โซเดียมไฮโดรเจนฟอสเฟต	มก.	2.50	7.50	15.0
6. เฟอร์ริกคลอไรด์	มก.	0.03	0.09	0.18
7. น้ำประปา	ลิตร	1	1	1

หมายเหตุ * ค่าซีโอดีน้ำตาลทราย เท่ากับ 1.22 กรัมซีโอดีต่อ 1 กรัม น้ำตาลทราย (เป็นค่าคำนวณจากสมการเคมี)

3.1.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

ถังปฏิกรณ์เอปียอร์ทำจากกระจกใสความหนา 5 มม. ต่อเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยมขนาด 9 x 18 นิ้ว สูง 10 นิ้ว ปริมาตรรวมทั้งสิ้น 20 ลิตร โดยเป็นปริมาตรในส่วนใช้งาน 16 ลิตร ถูกแบ่งออกเป็น 4 ช่องย่อยที่มีปริมาตรเท่ากัน (ช่องละ 4 ลิตร) ด้วยแผ่นกั้นกระจก โดยแบ่งเป็นช่วงกว้างมีระยะ 4.5 นิ้วและช่วงแคบมีระยะ 1.5 นิ้ว เพื่อบังคับทิศทางการไหลของน้ำให้ไหลขึ้นลงผ่านชั้นตะกอนในแต่ละช่องตามลำดับ ดังแสดงแผนภาพการเชื่อมต่อชุดอุปกรณ์และรูปถ่ายถังปฏิกรณ์เอปียอร์ที่ใช้ในการทดลองในรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 แผนภาพและรูปถ่ายถึงปฏิบัติการเอปีอาร์ 3 ชุดที่ใช้ในการทดลองช่วงการทดลองที่ 1

3.1.3 จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย มีด้วยกัน 6 จุด ได้แก่

- น้ำจากถังพักน้ำเสีย 1 จุด
- น้ำจากถังปฏิกรณ์ 4 จุด โดยแยกเก็บในช่องที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ
- น้ำจากถังพักน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด 1 จุด

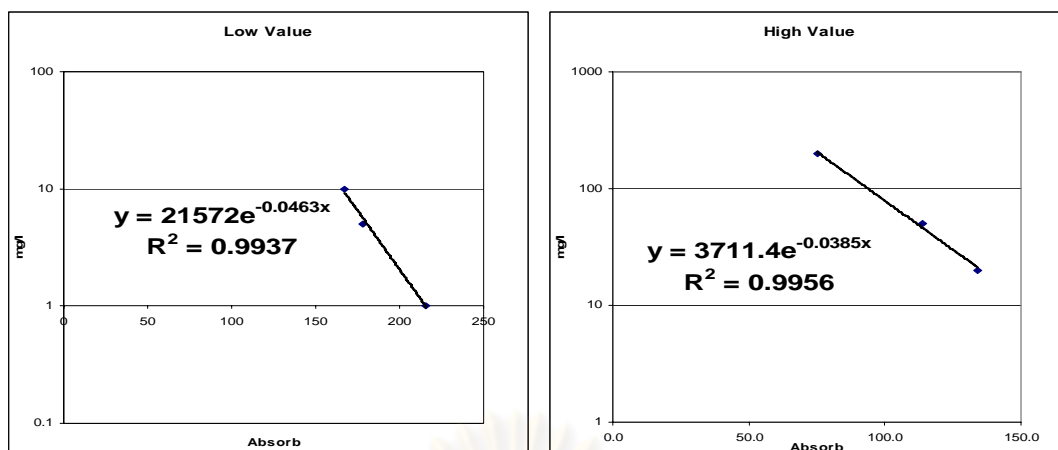
โดยความถี่ในการเก็บตัวอย่าง ตำแหน่งของจุดเก็บ และพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์แสดงในตารางที่ 3.5 การเก็บตัวอย่างแต่ละครั้งจะเก็บพร้อมกันทั้งสามชุดการทดลอง โดยแต่ละจุดจะเก็บตัวอย่างได้ระดับผิวน้ำและเก็บใส่ขวดพลาสติกปิดฝาปิดมิดชิดครั้งละประมาณ 250 มิลลิลิตร

3.1.4 เทคนิคการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสีย

พารามิเตอร์ของน้ำเสียที่ทำการวิเคราะห์ทันทีหลังการเก็บตัวอย่างประกอบด้วย พีเอช ไอออาร์พี สภาพค่าง และกรดไขมันระเหย เนื่องจากพารามิเตอร์ดังกล่าวมีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็ว หากตัวอย่างน้ำเสียถูกตั้งทิ้งไว้นานค่าดังกล่าวก็จะเปลี่ยนแปลงไปมาก หลังจากนั้นทำการแบ่งตัวอย่างเป็นสามส่วน ส่วนหนึ่งทำการกรองไว้เพื่อการวิเคราะห์ค่าปริมาณซีโอดีละลาย (Soluble COD) ซัลเฟต ไนโตรเจน ส่วนที่สองนำไปวัดค่าสภาพนำไฟฟ้าก่อนแล้วจึงนำมาวิเคราะห์ค่าปริมาณไนเตรต ส่วนที่สามนำไปใช้สำหรับวัดค่าปริมาณซัลไฟด์โดยต้องบรรจุในขวดพลาสติกขนาด 50 มิลลิลิตรจนเต็มไม่ให้มีช่องอากาศแล้วปิดฝาให้สนิทก่อนเก็บตัวอย่างแช่ตู้เย็นเพื่อรอการวิเคราะห์ในวันถัดไป โดยวิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ อ้างอิงตาม Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005) โดยมีเทคนิคเฉพาะสำหรับการวิเคราะห์บางพารามิเตอร์ดังนี้

1. การวิเคราะห์ปริมาณไนเตรตใช้หัววัดชนิด Combination Ion Selective Electrodes with Polymer Membrane (METTLER TOLEDO) วัดค่าศักย์ไฟฟ้าเทียบกับสารละลายมาตรฐาน $0.9 \text{ mol/l Al}_2(\text{SO}_4)_3$ โดยทำการหาความเข้มข้นมาตรฐานที่ค่าความเข้มข้นต่างๆ แบ่งเป็น 2 ช่วง คือ ช่วงความเข้มข้นต่ำ 1- 10 มก./ล. และช่วงความเข้มข้นสูง 10-50 มก./ล. เพื่อให้เหมาะสมกับช่วงค่าความเข้มข้นของไนเตรตที่ต้องการวัด ซึ่งกราฟมาตรฐานที่ได้ต้องมีค่าความชันอยู่ในช่วงที่ผู้ผลิตกำหนดไว้ ดังตัวอย่างในรูปที่ 3.3 และหากตัวอย่างน้ำเสียมีความเข้มข้นไนเตรตสูงมากๆ จะต้องทำการเจือจางก่อนนำมาทำการวิเคราะห์

2. การวิเคราะห์ค่าซีโอดีละลาย เนื่องจากตัวอย่างน้ำเสียบางจุดมีปริมาณซัลไฟด์สูง ซึ่งอาจทำให้การวัดซีโอดีเพื่อสื่อถึงปริมาณสารอินทรีย์อาจผิดพลาดได้ ดังนั้นก่อนนำตัวอย่างไปวิเคราะห์ จะทำการไล่ซัลไฟด์ออกก่อนทุกครั้ง ทำโดยการเติมกรดซัลฟูริกเข้มข้นจำนวน 1-2 หยดและปั่นกวนเล็กน้อยก่อนนำไปกรอง เพราะเมื่อเข้าเครื่องกรองแล้วความดันอากาศจะต่ำทำให้เป็นการช่วยไล่ก๊าซซัลไฟด์ออกจากน้ำเสียได้อีกทาง



รูปที่ 3.3 ตัวอย่างกราฟมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์ไนเตรตด้วยวิธีการ Ion Selective Electrodes

3. การวิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนีย เนื่องจากต้องการวัดเฉพาะค่าแอมโมเนียอิสระหรือแอมโมเนียมไอออนที่อยู่ในน้ำเสียเท่านั้นจึงไม่มีการย่อย (Digest) ตัวอย่างก่อน แต่จะมีการใส่ก๊าซซัลไฟด์เนื่องจากพบว่า การนำตัวอย่างไปกลั่นโดยที่ไม่ใส่ซัลไฟด์ออกนั้นจะส่งผลให้การเปลี่ยนสีของสารละลายบอริคผิดเพี้ยน กล่าวคือ สีของสารละลายจะเปลี่ยนจากสีม่วงเป็นสีเหลืองแทนที่จะเปลี่ยนจากสีม่วงเป็นสีเขียวตามปกติทำให้การไตเตรตอ่านค่าไม่ถูกต้อง เทคนิคการใส่ซัลไฟด์ทำโดยการเติมกรดซัลฟูริกเข้มข้นประมาณ 1 มล. ปรับพีเอชให้ต่ำกว่า 2 แล้วนำไปปั่นกวน เพื่อกำจัดซัลไฟด์ออกไปในรูปก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ หลังจากการใส่ซัลไฟด์แล้วจึงทำการปรับพีเอชกลับขึ้นมาด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 N ตามขั้นตอนการวิเคราะห์แอมโมเนียปกติ

ตารางที่ 3.5 รายละเอียดจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ความถี่ และพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลองครั้งที่ 1

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	ความถี่การเก็บตัวอย่าง		
	ถังพักน้ำเสีย	น้ำจากถังปฏิกรณ์	ถังพักน้ำทิ้ง
1. พีเอช	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
2. โออาร์พี	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
3. สภาพการนำไฟฟ้า	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
4. สภาพค่าทั้งหมด	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
5. กรดไขมันระเหย	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
6. ซีไอดีละลาย (ใส่ซัลไฟด์)	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
7. ปริมาณไนเตรต	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
8. ปริมาณไนไตรต์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
9. ปริมาณซัลเฟต	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
10. ปริมาณซัลไฟด์รวม	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์

3.2 แผนการทดลองช่วงที่ 2

การทดลองในช่วงนี้เป็นการเดินระบบต่อเนื่องจากการทดลองช่วงที่ 1 ด้วยถังปฏิกรณ์ชนิดเอปาร์จำนวน 1 ถัง โดยแบ่งการทดลองเป็น 3 ช่วง คือ ช่วงเริ่มต้นเดินระบบ และช่วงการแปรค่าอัตราส่วนปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีต่ำและสูง เพื่อศึกษาถึงผลของปริมาณธาตุเหล็กในรูปเฟอร์ริกไอออนต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรตและซัลเฟต เพราะมีรายงานว่าในระบบฯ ที่มีซัลไฟด์มักมีความต้องการเฟอร์ริกไอออนในปริมาณที่สูงกว่าระบบโดยทั่วไป (Barton และ Fauque, 2009; Lens และคณะ, 1998) เนื่องจากซัลไฟด์สามารถตกตะกอนกับโลหะหนักต่างๆ ทำให้อยู่ในรูปที่แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ซึ่งในช่วงการทดลองที่ 2 ได้แบ่งเป็นระยะต่างๆ ดังนี้

ระยะที่ I เป็นระยะเริ่มต้นเดินระบบฯ โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี 1,000 มก./ล. ไนเตรต 500 มก. ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตรและซัลเฟต 1,000 มก. ซัลเฟต/ลิตร โดยคิดเป็นอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตไนโตรเจนเท่ากับ 2.0 และเติมเฟอร์ริกไอออนในรูปเฟอร์ริกคลอไรด์ในอัตราส่วนที่มีเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีเท่ากับ 0.02 มก./ก.ซีโอดี ซึ่งเป็นค่าที่แนะนำสำหรับระบบไร้อากาศทั่วไป (Speece, 1996)

ระยะที่ II เป็นการเดินระบบทดลองต่อเนื่องจากระยะที่ I ในสถานะที่มีอัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีต่ำ โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่ให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตดีที่สุดจากการทดลองในช่วงที่ 1 ภายใต้อัตราส่วนที่ควบคุมอัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีเท่ากับ 0.02 มก./ก.ซีโอดี

ระยะที่ III เป็นระยะที่ทำการเพิ่มค่าอัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีให้สูงขึ้น โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นซีโอดี ไนเตรตและซัลเฟตเท่ากับระยะที่ II แต่เพิ่มปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูงขึ้นจนมีค่าอัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีเท่ากับ 0.10 มก./ก.ซีโอดี ซึ่งเป็นค่าที่คาดว่ามากเกินไปและไม่เป็นพิษต่อระบบฯ

3.2.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์และการติดตั้งชุดอุปกรณ์

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์และติดตั้งชุดอุปกรณ์การทดลองในลักษณะเช่นเดียวกับการทดลองช่วงที่ 1 โดยใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน โซเดียมไนเตรตและโซเดียมซัลเฟตเป็นแหล่งไนเตรตและซัลเฟตตามลำดับ โดยตัวแปรต่างๆ และค่าที่ใช้ในการทดลองสำหรับการทดลองในช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 3.6 และ 3.7



รูปที่ 3.4 แผนภาพและรูปถ่ายถึงปฏิกรณ์เอปเปอร์ที่ใช้ในการทดลองช่วงการทดลองที่ 2

ตารางที่ 3.6 ตัวแปรและค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 2

ตัวแปรที่กำหนดให้คงที่	ตัวแปรอิสระที่ทำการศึกษา
1. อัตราการสูบน้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบ	อัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดี
2. ชนิดสารอาหารที่ใช้ (น้ำตาลทราย)	
3. ความเข้มข้นไนเตรด	
4. ความเข้มข้นซัลเฟต	
5. ระยะเวลาเก็บน้ำเสียรวม	
6. อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด	
ตัวแปรตามที่ทำกรวิเคราะห์	
พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	วิธีวิเคราะห์ / เครื่องมือวิเคราะห์
1. พีเอช	pH meter
2. สภาพต่างทั้งหมด	Titration method
3. กรดไขมันระเหย	Titration method
4. ซีโอดีละลาย (ไลซ์ไฟด์)	Closed flux method / Titrimetric method
5. ปริมาณไนเตรด	Colorimetric method at wavelength 220 nm. and 275 nm.
6. ปริมาณไนไตรต์	Colorimetric method at wavelength 543 nm.
7. ปริมาณแอมโมเนีย	Distillation and Titrimetric method
8. ปริมาณซัลเฟต	Turbidity method
9. ปริมาณซัลไฟด์รวม	Iodometric method / Calculation

3.2.2 จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย

เก็บตัวอย่างน้ำเสียจากจุดเก็บด้วยความถี่และวิธีการเช่นเดียวกับการทดลองในช่วงที่ 1 กล่าวคือ มีจุดเก็บตัวอย่างทั้งหมด 6 จุด โดยปรับเปลี่ยนพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ดังแสดงรายละเอียดในตารางที่ 3.8 และปรับเปลี่ยนวิธีการวิเคราะห์ไนเตรตและไนไตรต์โดยใช้วิธี Spectrophotometer และเพิ่มการวิเคราะห์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนด้วยวิธีการกลั่นและไตเตรต (Distillation and Titrimetric method) ด้วยเทคนิคเช่นเดียวกับที่อธิบายไว้ในช่วงการทดลองที่ 1

ตารางที่ 3.7 พารามิเตอร์ต่างๆ และค่าที่ใช้จริงในการเดินระบบถึงปฏิกรณ์เอปอาร์ ในช่วงการทดลองที่ 2

พารามิเตอร์	ตั้งปฏิกรณ์ชุดที่	ระยะที่ I (Start-up)	ระยะที่ II (Low Fe ³⁺)	ระยะที่ III (High Fe ³⁺)
ปริมาตรรวมของระบบ (ลิตร)		16	16	16
อัตราการสูบน้ำเสียสังเคราะห์ (ลิตร/วัน)		8	8	8
ระยะเวลาการกักเก็บ (วัน)		2	2	2
ปริมาณสารอินทรีย์ (มก.ซีไอดี/ลิตร)		899±47	2462±102	2701±152
ไนเตรต (มก. ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร)		342±35	436±19	465±37
ไนไตรต์ (มก. ไนไตรต์-ไนโตรเจน/ลิตร)		119±10	100±26	52±11
ซัลเฟต (มก./ล.)		1170±101	985±32	1060±115
อัตราการสารอินทรีย์ (กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)		0.45	1.23	1.35
อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจนทั้งหมด (COD/NO _x -N) (กรัมซีไอดี/กรัมไนโตรเจน)		1.95±0.06	4.61±0.36	5.24±0.38
อัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีไอดี (Fe ³⁺ : COD) (มก.เหล็ก/กรัมซีไอดี)		0.02	0.02	0.10

ตารางที่ 3.8 รายละเอียดจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ความถี่ และพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ทำการวิเคราะห์
ในช่วงการทดลองที่ 2

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	ความถี่และจุดเก็บตัวอย่าง		
	ถังพักน้ำเสีย	น้ำจากถังปฏิกรณ์	ถังพักน้ำทิ้ง
1. พีเอช	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
2. สภาพค่าทั้งหมด	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
3. กรดไขมันระเหย	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
4. ซีโอดีละลาย (ไลซัลไฟด์)	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
5. ปริมาณไนเตรด	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
6. ปริมาณไนโตรต์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
7. ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
8. ปริมาณซัลเฟต	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์
9. ปริมาณซัลไฟด์รวม	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์	2 ครั้ง/สัปดาห์

บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิเคราะห์ผล

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง โดยการทดลองในช่วงที่ 1 เป็นการศึกษาลักษณะของถังปฏิกรณ์เอปียอร์ในการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ โดยทำการแปรเปลี่ยนอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน (COD/NO_x-N) (ไนโตรเจนในรูปแบบไนเตรตและไนไตรต์) ในน้ำเสียก่อนเข้าระบบจำนวน 3 ค่า ได้แก่ 1.43 ± 0.23 5.49 ± 0.62 และ 10.37 ± 0.74 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ซึ่งแต่ละค่าเป็นตัวแทนของอัตราส่วนที่น้อยกว่าพอดี และมากเกินไปเมื่อเทียบกับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในปริมาณที่ต้องการตามทฤษฎีซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 4.5 - 5.3 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน (Tchobanoglous และคณะ, 2002) และปริมาณสารอินทรีย์เพื่อกำจัดซัลเฟตเท่ากับ 0.67 กรัมซีโอดีต่อกรัมซัลเฟต (Speece, 1996) ทำการทดลองโดยเริ่มต้นเดินระบบพร้อมกันด้วยถังปฏิกรณ์เอปียอร์ขนาด 16 ลิตรจำนวน 3 ชุด ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการไหลลงที่ 8 ลิตรต่อวันเท่ากัน นั่นคือ คิดเป็นเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 วัน

ส่วนการทดลองในช่วงที่ 2 เป็นการเดินระบบต่อเนื่องจากช่วงการทดลองที่ 1 เพื่อศึกษาถึงผลของปริมาณธาตุเหล็กซึ่งเติมในรูปแบบเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) ที่มีต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและซัลเฟตรีดักชันที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เอปียอร์ โดยทำการแปรเปลี่ยนอัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดี (Fe^{3+} : COD) ที่แตกต่างกัน 2 ค่า คือ 0.02 และ 0.10 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี ซึ่งอัตราส่วนแรกเป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับระบบไร้อากาศทั่วไปที่แนะนำโดย (Speece, 1996) ส่วนอัตราส่วนหลังเป็นค่าที่คาดว่าจะมากเกินไปสำหรับระบบบำบัดไร้อากาศโดยไม่ทำให้เกิดความเป็นพิษต่อระบบการทดลองในช่วงนี้ใช้วิธีการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 6.0 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรตและซัลเฟตดีที่สุดของการทดลองในช่วงที่ 1 และเดินระบบด้วยถังปฏิกรณ์เอปียอร์ขนาด 16 ลิตรจำนวน 1 ชุด แบบต่อเนื่องที่อัตราการไหลลงที่ 8 ลิตรต่อวัน ซึ่งคิดเป็นเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 วันเช่นเดียวกับการทดลองในช่วงแรก โดยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบใช้การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเฉลี่ยเท่ากับ 2.0 เนื่องจากคาดว่าเชื้อตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นน่าจะมีสารอินทรีย์คาร์บอนตกค้างอยู่เป็นจำนวนมาก ดังนั้นเพื่อให้สารอินทรีย์ที่ตกค้างมากับหัวเชื้อจุลินทรีย์ถูกกำจัดไปจนหมดก่อน จึงทำการเดินระบบโดยใช้การเติมปริมาณสารอินทรีย์ต่ำกว่าค่าทางทฤษฎี จากนั้นจึงเพิ่มอัตราส่วน COD/NO_x-N เป็น 4.61 ± 0.36 ภายใต้สภาวะที่มีอัตราส่วน Fe^{3+} : COD เท่ากับ 0.02 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี และปรับเปลี่ยนอัตราส่วน Fe^{3+} : COD เพิ่มขึ้นเป็น 0.10 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี โดยยังคงใช้อัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ใกล้เคียงกัน คือ 5.24 ± 0.38

4.1 ช่วงการทดลองที่ 1 : ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปียาร์

การทดลองในช่วงที่ 1 ได้ทำการเดินระบบต่อเนื่องเป็นเวลาทั้งสิ้น 256 วัน โดยแบ่งเป็นช่วงเริ่มต้นเดินระบบฯ 134 วัน ซึ่งยังไม่มีกรเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ อย่างครบถ้วนจึงไม่ได้แสดงผลการทดลอง ณ ที่นี้ และช่วงการเดินระบบเป็นเวลา 122 วัน ที่ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ อย่างต่อเนื่อง พบว่าได้ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำที่ดังแสดงในรูปที่ 4.1

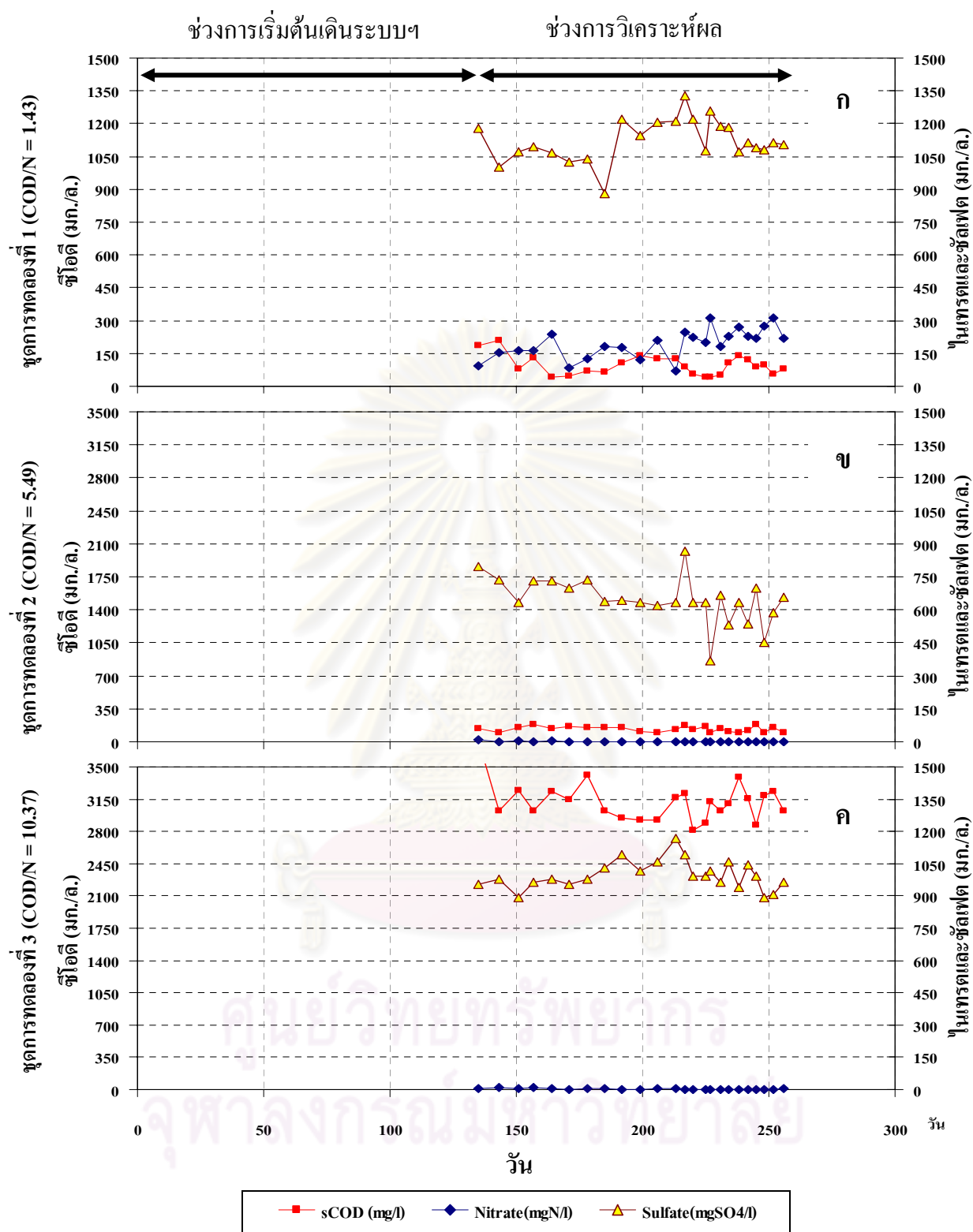
ในชุดการทดลองที่ 1 (รูป 4.1ก) ค่าปริมาณซีโอดีและไนเตรตมีการเปลี่ยนแปลงตามช่วงเวลาไม่มากนักแสดงถึงสภาวะคงตัวของระบบฯ ส่วนค่าปริมาณซัลเฟตมีการแกว่งเป็นช่วงๆ ซึ่งอาจเกิดจากในชุดการทดลองนี้ไม่สามารถกำจัดซัลเฟตได้ ดังนั้นปริมาณซัลเฟตในน้ำทิ้งจึงขึ้นอยู่กับปริมาณซัลเฟตในน้ำเสียที่เข้าระบบฯ ซึ่งมีค่าแปรเปลี่ยนมากเช่นกัน

ส่วนผลการทดลองในชุดการทดลองที่ 2 (รูปที่ 4.1ข) ปริมาณไนเตรตและซีโอดีที่เหลือในน้ำทิ้งมีค่าค่อนข้างคงที่ตลอดช่วงการเก็บผลวิเคราะห์ แต่ปริมาณซัลเฟตมีการแกว่งบ้างในบางจุดของการเก็บตัวอย่าง

และผลการทดลองในชุดการทดลองที่ 3 (รูปที่ 4.1ค) ให้ค่าปริมาณไนเตรตในน้ำทิ้งเช่นเดียวกับชุดการทดลองที่ 2 คือ มีค่าต่ำและคงที่ แต่มีค่าปริมาณซัลเฟตและค่าซีโอดีสูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 โดยพบว่าค่าซีโอดีในน้ำทิ้งมีการเปลี่ยนแปลงค่อนข้างสูง

เมื่อพิจารณาจากข้อมูล ค่าซีโอดี ไนเตรต และซัลเฟตของการทดลองทั้ง 3 ชุดแล้ว จึงพิจารณาเลือกใช้ข้อมูลตั้งแต่วันที่ 192 ถึง 256 ของการเดินระบบฯ มาทำการวิเคราะห์ผลการทดลอง เนื่องจากในช่วงเวลาดังกล่าวระบบฯ มีแนวโน้มที่จะเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว โดยค่าเฉลี่ยของข้อมูลพารามิเตอร์ต่างๆ สำหรับช่วงการทดลองที่ 1 นี้ แสดงดังตารางที่ 4.1

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซีโอดี ไนเตรต และซัลเฟตในน้ำทิ้งจาก 3 ชุดการทดลอง เมื่อ (ก) ชุดการทดลองที่ 1 (ข) ชุดการทดลองที่ 2 และ (ค) ชุดการทดลองที่ 3

ตารางที่ 4.1 * ค่าเฉลี่ยซีโอดี ไนเตรต ไนไตรต์ ซัลเฟต และซัลไฟด์ในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง

ชุดการทดลอง	พารามิเตอร์	น้ำเสียเข้าระบบ	ช่องที่ 1	ช่องที่ 2	ช่องที่ 3	ช่องที่ 4	น้ำทิ้งจากระบบ	
1 COD/NOx-N = 1.43 ± 0.23	ซีโอดีละลายน้ำ	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)	735 ± 111	275 ± 90	199 ± 78	140 ± 41	123 ± 37	91 ± 34
	ไนเตรต	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	335 ± 28	234 ± 42	232 ± 50	259 ± 81	238 ± 59	219 ± 63
	ไนไตรต์	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	180 ± 31	156 ± 27	130 ± 26	108 ± 44	104 ± 48	88 ± 54
	ซัลเฟต	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	1145 ± 71	1155 ± 80	1118 ± 100	1098 ± 94	1109 ± 94	1163 ± 75
	ซัลไฟด์	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	ND.	ND.	ND.	ND.	ND.	ND.
2 COD/NOx-N = 5.49 ± 0.62	ซีโอดีละลายน้ำ	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)	2823 ± 148	1460 ± 123	514 ± 122	219 ± 64	155 ± 37	129 ± 30
	ไนเตรต	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	389 ± 32	105 ± 32	26 ± 11	3 ± 4	ND.	ND.
	ไนไตรต์	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	129 ± 25	43 ± 18	11 ± 10	ND.	ND.	ND.
	ซัลเฟต	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	1127 ± 83	1070 ± 98	841 ± 112	700 ± 139	591 ± 109	612 ± 109
	ซัลไฟด์	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	ND.	ND.	9 ± 6	21 ± 6	26 ± 6	15 ± 5
3 COD/NOx-N = 10.37 ± 0.74	ซีโอดีละลายน้ำ	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)	5259 ± 149	4373 ± 162	3761 ± 334	3373 ± 259	3136 ± 177	3062 ± 160
	ไนเตรต	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	383 ± 31	145 ± 14	27 ± 8	15 ± 5	9 ± 5	1 ± 2
	ไนไตรต์	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	126 ± 22	188 ± 15	123 ± 14	35 ± 6	18 ± 6	3 ± 3
	ซัลเฟต	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	1105 ± 62	1104 ± 73	1083 ± 67	1056 ± 58	1023 ± 47	1011 ± 72
	ซัลไฟด์	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	ND.	ND.	1 ± 1	2 ± 1	5 ± 2	3 ± 1

หมายเหตุ: * เป็นค่าเฉลี่ย ± ความคลาดเคลื่อนมาตรฐานจากผลการวิเคราะห์ตั้งแต่วันที่ 192 ถึงวันที่ 256 ของการเดินระบบฯ รวม 16 ข้อมูล

ND. = Not Detectable

4.1.1 ผลต่อการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์

1) การเปลี่ยนแปลงของไนเตรตและไนไตรต์

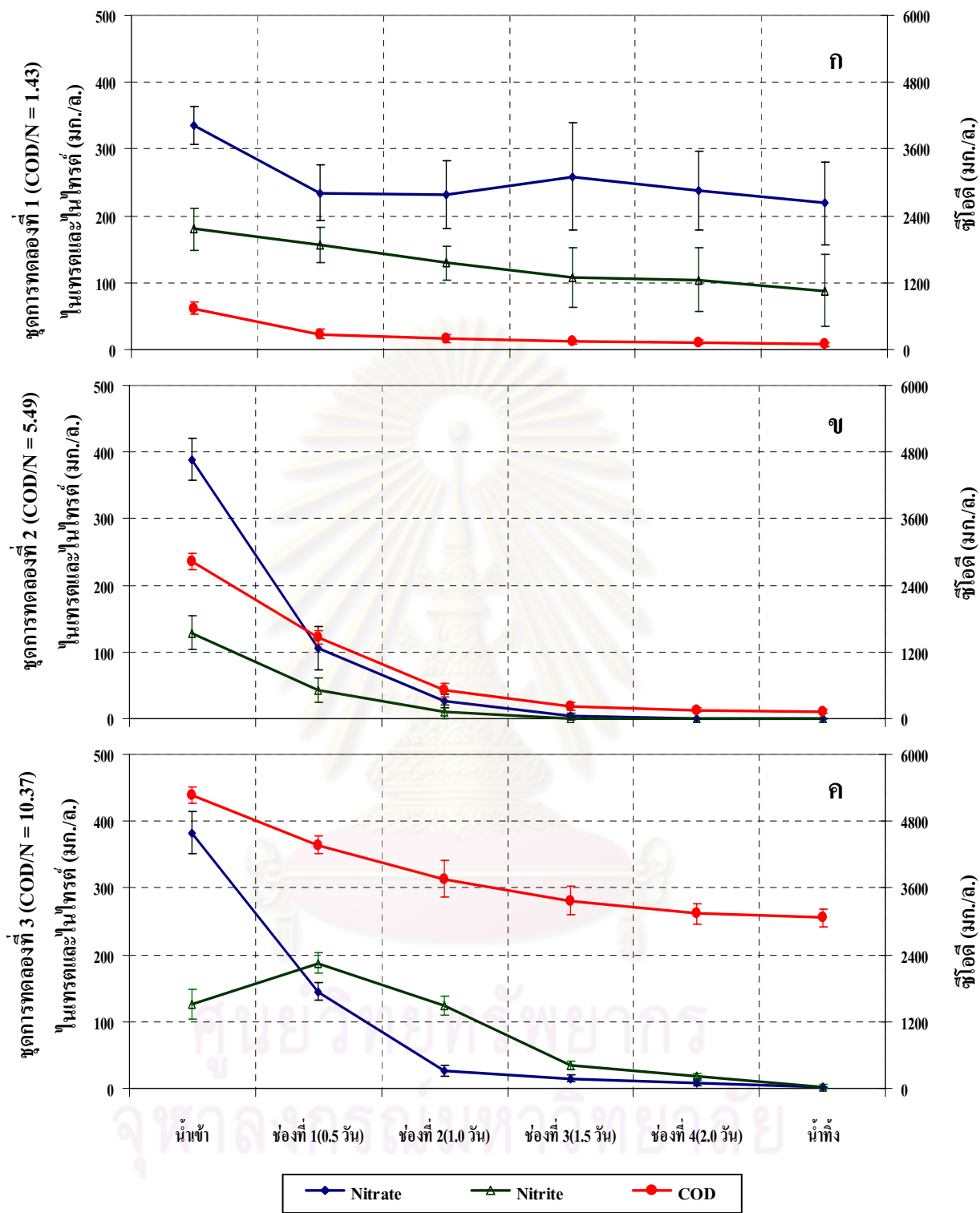
ในชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีอัตราส่วน COD/NO_x-N ในน้ำเสียสังเคราะห์เท่ากับ 1.43 ± 0.23 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ผลการทดลองพบว่าปริมาณไนเตรตลดลงอย่างรวดเร็วในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ (ที่มีเวลากักเก็บ 0.5 วัน) และลดลงอีกเล็กน้อยในช่องที่ 2 และ 3 (ดังรูปที่ 4.2ก) แสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดีในช่องแรกของถังปฏิกรณ์ โดยที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาช้าลงและดูเหมือนจะสิ้นสุดในช่องปฏิกรณ์ที่ 3 เนื่องจากความเข้มข้นของไนเตรตในช่องที่ 3 และ 4 มีค่าไม่แตกต่างกัน เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงปริมาณไนไตรต์พบว่าการลดลงเล็กน้อยอย่างเป็นลำดับขั้นจากช่องที่ 1 ถึง 4 โดยมีปริมาณไนไตรต์สะสมตัวในระบบฯ ที่ความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 100 - 150 มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจนต่อลิตรและมีปริมาณไนไตรต์คงเหลือในน้ำทิ้งเฉลี่ยเท่ากับ 88 ± 54 มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจนต่อลิตร จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่ากระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์ กล่าวคือ เกิดเฉพาะกระบวนการรีดิวซ์ไนเตรตไปเป็นไนไตรต์ (Nitrate reduction) ซึ่งเป็นเพียงขั้นตอนแรกของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเท่านั้น จึงทำให้พบการสะสมตัวของไนไตรต์ในระบบ โดยสาเหตุของการสะสมตัวของไนไตรต์ในระบบอาจเกิดได้จากหลายสาเหตุ (Tiedje, 1988) ได้แก่

- 1) ปริมาณของสารให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) ไม่เพียงพอต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจึงทำให้กระบวนการเกิดขึ้นไม่ครบขั้นตอนจึงเกิดการสะสมของสารที่เป็นตัวกลาง (Intermediate products) ในระบบฯ
- 2) กลุ่มแบคทีเรียที่อยู่ในระบบฯไม่สามารถใช้ไนไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอน เนื่องจากไม่สามารถสร้างเอนไซม์ที่จำเป็นสำหรับการเกิดกระบวนการได้ โดยความสามารถในการใช้ไนไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอนนั้นเป็นลักษณะเฉพาะของกลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า True denitrifier (Glass และ Silverstein, 1997; Moura และ Moura, 2001) ซึ่งแตกต่างจากความสามารถในการใช้ในเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนที่พบได้ในแบคทีเรียทั่วไปทั้งกลุ่มที่ใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ โดยเรียกรวมแบคทีเรียกลุ่มนี้ว่า Nitrate respirator
- 3) เกิดจากการยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในระบบฯ ด้วยปัจจัยบางอย่าง เช่น ความเป็นพิษของไนไตรต์ที่เกิดขึ้น หรือมีออกซิเจนยับยั้งการสร้างเอนไซม์ เป็นต้น

จากที่กล่าวมาข้างต้น สาเหตุที่น่าจะนำมาใช้ประกอบการอธิบายผลชุดการทดลองที่ 1 นี้ คือ ในระบบมีปริมาณซีโอดีไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์ได้ทั้งหมด จึงเป็นการยืนยันว่าอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 1.43 ± 0.23 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจนซึ่งต่ำกว่าค่าตามทฤษฎีนั้นไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตและทำให้เกิดการสะสมตัวของไนไตรต์ในระบบฯ

และเมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงของไนเตรตและไนไตรต์ในช่องที่ 2 และ 3 ของถังปฏิกรณ์พบว่าปริมาณไนเตรตมีค่าคงที่และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นในขณะที่ปริมาณไนไตรต์ลดลง ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวขัดแย้งกับหลักการที่ว่า ในสถานะที่มีสารให้อิเล็กตรอนอยู่อย่างจำกัดนั้นไนเตรตจะถูกใช้เป็นสารรับอิเล็กตรอนก่อนไนไตรต์ (Glass และ Silverstein, 1998) ดังนั้นผลการทดลองดังกล่าวน่าจะเป็นผลจากกระบวนการอื่นที่ไม่ใช่กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งคาดว่าเป็นผลจากออกซิเจนเข้าทำปฏิกิริยากับไนไตรต์กลับมาเป็นไนเตรต เนื่องจากชุดถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลองเป็นแบบเปิดฝา ประกอบกับสถานะที่น้ำเสียในระบบฯ มีค่าปริมาณซีโอดีต่ำทำให้ออกซิเจนมีโอกาที่จะละลายน้ำได้มากขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่ากระบวนการดีไนทริฟิเคชันสิ้นสุดลงแม้ว่าปริมาณซีโอดีในน้ำเสียมียังมีค่าประมาณ 100 มก./ล. ซึ่งเมื่อเทียบกับค่า K_s (ค่าความเข้มข้นสับสเตรตที่ให้อัตราการเติบโตจำเพาะเป็นครึ่งหนึ่งของค่าสูงสุด) ของไนเตรตและซีโอดีที่มีค่าต่ำมาก ($K_{NO_3} = 0.10$ มก./ล. และ $K_{COD} = 10-20$ มก./ล. อ้างถึงในธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นน่าจะเป็นปฏิกิริยาอันดับศูนย์ (Zero order) ดังนั้นผลการทดลองน่าจะแสดงให้เห็นว่าสับสเตรต (ซีโอดี) ที่คงเหลือในระบบฯ เป็นสับสเตรตในส่วนที่ไม่สามารถถูกย่อยสลายได้แล้ว ซึ่งเป็นสารที่เกิดจากการกระบวนการย่อยสลายหรือตายของเซลล์ที่เรียกว่า Soluble Microbial Products ; SMPs (Barker และ Stuckey, 1999; Schiener และคณะ, 1998)

ส่วนในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งนำเสียดังเคราะห์มีอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 5.49 ± 0.62 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ผลการทดลองพบว่าปริมาณไนเตรตลดลงอย่างรวดเร็วในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์เช่นเดียวกับชุดการทดลองที่ 1 แต่ในชุดการทดลองนี้ไนเตรตจะลดลงอย่างต่อเนื่องในช่องถัดไปและสามารถถูกกำจัดจนเกือบหมดในช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ (ที่เวลากักเก็บ 1.5 วัน) (รูปที่ 4.2ข) เช่นเดียวกันกับปริมาณไนไตรต์ที่มาจากถังพักน้ำเสียก่อนเข้าระบบสามารถถูกกำจัดได้อย่างรวดเร็วในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ แสดงให้เห็นว่าในชุดการทดลองนี้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันน่าจะเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ ซึ่งพฤติกรรมดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยของ Barber (2000) ที่ศึกษาการกำจัดไนเตรตเข้มข้นสูงด้วยถังปฏิกรณ์ชนิดเอปาร์แล้วพบว่าไนเตรตจะถูกกำจัดได้มากที่สุดในช่วงที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ โดยสามารถกำจัดไนเตรตได้ถึง 82 และ 96 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ที่ระยะเวลาพักเก็บ 5 ชั่วโมง จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าที่อัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 5.49 ± 0.62 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน เป็นอัตราส่วนที่เพียงพอสำหรับการกำจัดทั้งไนเตรตและไนไตรต์ในน้ำเสียดังเคราะห์ โดยไม่พบการสะสมตัวของไนไตรต์ในระบบฯ



รูปที่ 4.2 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต ไนไตรต์ และซีโอดีในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง เมื่อ (ก) ชุดการทดลองที่ 1 (ข) ชุดการทดลองที่ 2 และ (ค) ชุดการทดลองที่ 3

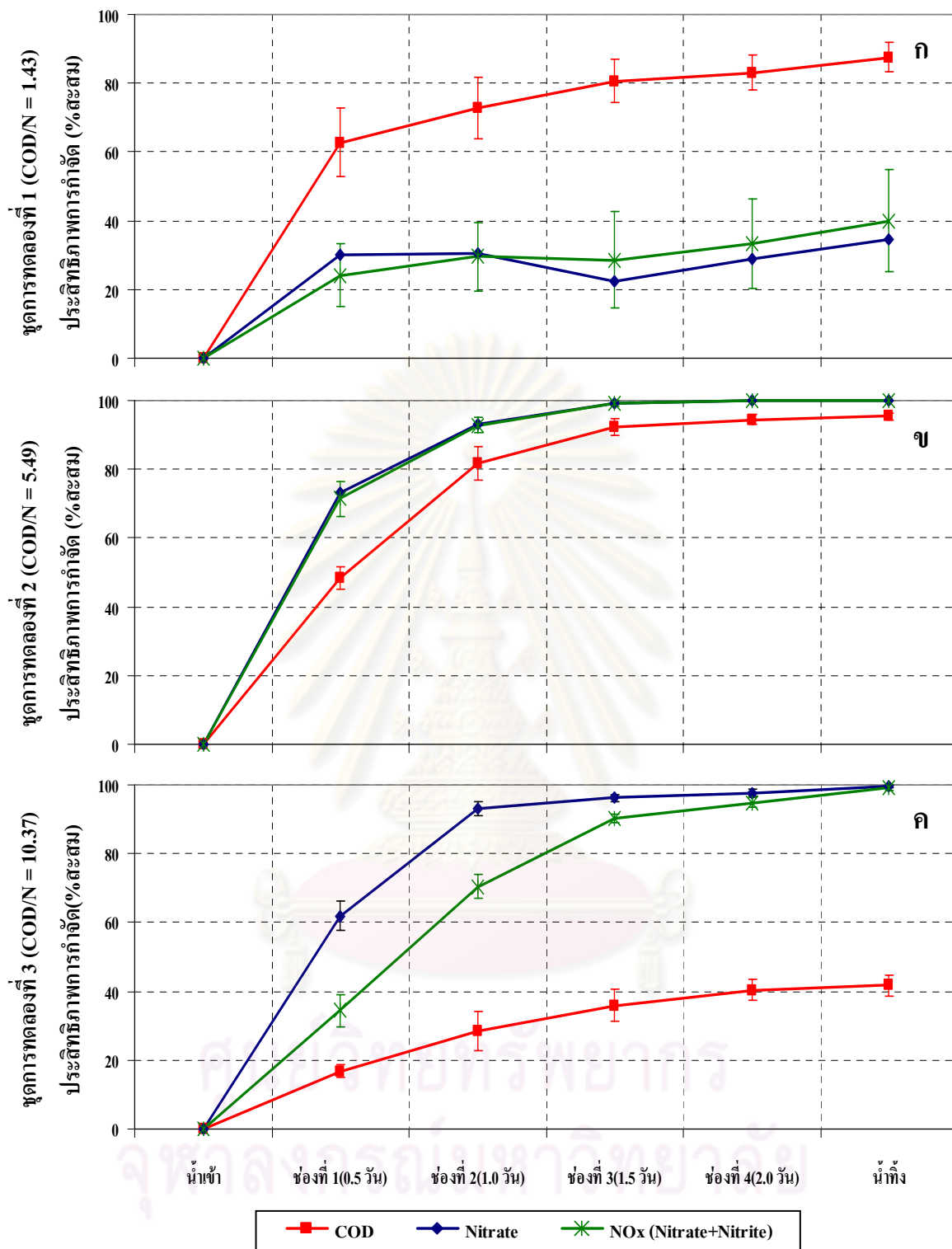
สำหรับในชุดการทดลองที่ 3 ซึ่งน้ำเสียสังเคราะห์มีอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 10.37 ± 0.74 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ผลการทดลองดังรูปที่ 4.2ค พบว่าการกำจัดไนเตรตเกิดขึ้นในลักษณะเดียวกันกับชุดการทดลองที่ 2 กล่าวคือ ไนเตรตสามารถถูกกำจัดมากที่สุดในช่วงที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ โดยไนเตรตและไนไตรต์สามารถถูกกำจัดจนหมดในช่วงที่ 3 และ 4 ตามลำดับ แต่เป็นที่น่าสังเกตว่าในชุดการทดลองนี้มีการสะสมตัวของไนไตรต์ในช่วงที่ 1 และ 2 มากกว่าชุดการทดลองที่ 2 แม้ว่าปริมาณ ซีโอดีจะเป็นอัตราส่วนที่มากเกินไปสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันก็ตาม โดยพบว่าปริมาณไนไตรต์ในช่วงที่ 1 มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 188 ± 15 มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจนต่อลิตรและลดลงตามลำดับในช่วงถัดไป ซึ่งสาเหตุการสะสมตัวของไนไตรต์ในลักษณะนี้อาจอธิบายได้ 2 แนวทางคือ แนวทางแรกเกิดขึ้นจากหลักความไม่สมดุลของอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาต่อเนื่องระหว่างปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชัน (ไนเตรตเปลี่ยนเป็นไนไตรต์) และปฏิกิริยาไนไตรต์-รีดักชัน (ไนไตรต์เปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน) เนื่องจากอัตราเร็วของปฏิกิริยาแรกมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยาที่สองทำให้ปฏิกิริยาไนไตรต์รีดักชันเป็นขั้นจำกัดอัตรา (Rate limiting step) ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Foglar และ Briski, 2003; Foglar และคณะ, 2005; Glass และ Silverstein, 1998) ส่วนอีกแนวทางหนึ่งเป็นการพิจารณาในแง่ของกลุ่มแบคทีเรีย เนื่องจากอัตราการสารอินทรีย์ในระบบที่มีค่าสูง (ในช่วงที่ 1 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน) จึงเอื้อต่อการเกิดกระบวนการหมักและกระบวนการสร้างกรด และเป็นเหตุให้กลุ่มประชากรของแบคทีเรียที่สร้างกรดเติบโตได้ดีกว่ากลุ่มดีไนทริฟายเออร์ (อ้างถึงใน Glass และ Silverstein, 1998) ซึ่งแบคทีเรียกลุ่มที่ใช้กระบวนการหมักนี้มีความสามารถในการใช้ในเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้เช่นกันแต่ผลิตภัณฑ์ที่ได้จะเป็นไนไตรต์

2) ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์

จากการคำนวณค่าอัตราการไนเตรต (Nitrate Loading rate) ของระบบฯ ทั้ง 3 ชุดการทดลองพบว่า มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.260 กก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน ที่เวลากักเก็บ 2 วัน โดยพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์เกิดขึ้นสูงสุดในช่วงที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ชุด คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด (ทั้งไนเตรตและไนไตรต์) ได้เท่ากับ 24 ± 9 , 71 ± 5 และ 35 ± 5 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ (ดังรูปที่ 4.3ก 4.3ข 4.3ค และตารางที่ 4.2) นั่นคือ ชุดการทดลองที่ 2 มีประสิทธิภาพการกำจัดในช่วงที่ 1 ดีที่สุด ในขณะที่ในชุดการทดลองที่ 3 มีค่าต่ำที่สุดสืบเนื่องมาจากในชุดการทดลองที่ 3 พบการสะสมตัวของไนไตรต์ในปริมาณสูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งถ้าคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดเฉพาะไนเตรต (ไนเตรตถูกเปลี่ยนไปเป็นรูปอื่นๆ) ก็จะพบว่าในช่วงที่ 1 ของชุดการทดลองที่ 3 สามารถกำจัดไนเตรตได้ถึง 62 ± 4 เปอร์เซ็นต์ และให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตได้ใกล้เคียงกับชุดการทดลองที่ 2 ในช่วงถัดๆ ไป อย่างไรก็ตามผล

การทดลองแสดงให้เห็นว่าชุดการทดลองที่ 2 และ 3 ให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์โดยรวมที่เวลากักเก็บ 2 วันไม่แตกต่างกัน

นอกจากนี้เมื่อคำนวณค่าอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชัน (Nitrate reduction rate) ในช่องที่ 1 ของทั้ง 3 ชุดการทดลอง (โดยคำนวณจากค่าปริมาณไนเตรตที่ถูกกำจัดต่อเวลากักเก็บ 0.5 วัน) พบว่า มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 202 568 และ 476 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลิตร-วัน นั่นคือ ชุดการทดลองที่ 2 มีค่าอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชันสูงที่สุด ซึ่งในทางทฤษฎีแล้วปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชันหรือปฏิกิริยาการรีดิวซ์ไนเตรตเป็นปฏิกิริยาอันดับศูนย์ (Zero order) (Foglar และ Briski, 2003) ทำให้อัตราเร็วการเกิดปฏิกิริยาไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสับสเตรต แต่อย่างไรก็ตามจากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่ายังมีปัจจัยอื่นๆ ที่ส่งผลต่ออัตราเร็วของปฏิกิริยา ได้แก่ ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ในระบบฯ ค่าพีเอช ปริมาณไนไตรต์ และอื่นๆ ตัวอย่างเช่น มีรายงานจากการวิจัยของ Glass และ Silverstein (1998) ว่าที่ค่าพีเอชเท่ากับ 6 และ 7 เมื่อมีความเข้มข้นของไนไตรต์เท่ากับ 30 และ 250 มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจน/ลิตรตามลำดับ สามารถยับยั้งปฏิกิริยาดิไนทริฟิเคชันได้ ซึ่งจากการตรวจวัดพารามิเตอร์ต่างๆ ที่เกี่ยวข้องในชุดการทดลองที่ 3 ก็พบว่าค่าพีเอชเฉลี่ยในระบบฯ มีค่าเท่ากับ 6.49 และมีไนไตรต์สะสมสูงถึง 188 ± 15 มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจน/ลิตร จึงคาดว่าปัจจัยดังกล่าวน่าจะมีผลยับยั้งกระบวนการไนเตรตรีดักชันและดิไนทริฟิเคชันโดยมีผลทำให้อัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาช้าลง



รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต ไนไตรต์และซีโอดีในถังปฏิกรณ์เอปียาร์จาก 3 ชุดการทดลอง เมื่อ (ก) ชุดการทดลองที่ 1 (ข) ชุดการทดลองที่ 2 และ (ค) ชุดการทดลองที่ 3

ตารางที่ 4.2 *ค่าเฉลี่ยร้อยละของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ในเทรต และซัลเฟตของถังปฏิกรณ์ เอปียาร์จาก 3 ชุดการทดลอง

ชุดการทดลอง	ประสิทธิภาพการกำจัด	น้ำเสียเข้าระบบ	ช่องที่ 1	ช่องที่ 2	ช่องที่ 3	ช่องที่ 4	น้ำทิ้งออกระบบ
1 COD/NOx-N = 1.43 ± 0.23	ซีโอดี	0	63 ± 10	73 ± 9	81 ± 6	83 ± 5	88 ± 4
	ไนเทรต	0	30 ± 12	30 ± 16	23 ± 24	29 ± 18	34 ± 19
	ไนโตรเจนทั้งหมด	0	24 ± 9	29 ± 10	29 ± 14	33 ± 13	40 ± 15
	ซัลเฟต	0	0	0	0	0	0
2 COD/NOx-N = 5.49 ± 0.62	ซีโอดี	0	48 ± 3	82 ± 5	92 ± 2	95 ± 1	95 ± 1
	ไนเทรต	0	72 ± 5	93 ± 2	99 ± 1	100	100
	ไนโตรเจนทั้งหมด	0	72 ± 5	93 ± 2	99 ± 1	100	100
	ซัลเฟต	0	5 ± 4	26 ± 7	38 ± 10	48 ± 8	46 ± 10
3 COD/NOx-N = 10.37 ± 0.74	ซีโอดี	0	17 ± 2	29 ± 6	36 ± 5	40 ± 3	42 ± 3
	ไนเทรต	0	62 ± 4	93 ± 2	96 ± 1	98 ± 1	100
	ไนโตรเจนทั้งหมด	0	35 ± 5	70 ± 3	90 ± 1	95 ± 1	99 ± 1
	ซัลเฟต	0	0	2 ± 2	4 ± 2	7 ± 4	8 ± 4

หมายเหตุ: * เป็นค่าเฉลี่ย ± ความคลาดเคลื่อนมาตรฐานจากผลการวิเคราะห์ตั้งแต่วันที่ 192 ถึงวันที่ 256 ของการเดินระบบฯ รวม 16 ข้อมูล

3) อัตราส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ต่อไนเทรตที่ถูกกำจัด

จากผลการทดลองของทั้ง 3 ชุดการทดลองแสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่า ปริมาณซีโอดีที่เติมลงไปในระบบมีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ เมื่อคำนวณปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้เทียบกับปริมาณไนเทรตและไนไตรต์ที่ถูกกำจัดทั้งหมด ($\Delta\text{COD}/\Delta\text{N}$) ในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5.41 ± 1.31 , 3.04 ± 0.88 และ 3.57 ± 1.34 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ($\text{g}\cdot\text{COD used}/\text{g}\cdot\text{NOx-N removed}$) ซึ่งอัตราส่วนของทั้ง 3 ชุดการทดลองดังกล่าวมีค่าสูงกว่าค่าที่ได้จากการคำนวณตามสมการเคมีที่มีค่า COD/N เท่ากับ 2.86 กรัมซีโอดี/กรัมไนเทรต-ไนโตรเจน (Haandel และคณะ, 2006) แต่อัตราส่วนดังกล่าวยังอยู่ในช่วงค่าที่แนะนำสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันโดยทั่วไป ซึ่ง Tchobanoglous และคณะ (2002) แนะนำว่าค่า COD/N ควรอยู่ในช่วง 4.5 – 5.3 กรัมซีโอดี/กรัมไนเทรต-ไนโตรเจนจึงจะเพียงพอต่อการกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน แต่เป็นที่น่าสังเกตว่าอัตราส่วน $\Delta\text{COD}/\Delta\text{N}$ ของชุดการทดลองที่ 1 มีค่าสูงที่สุด

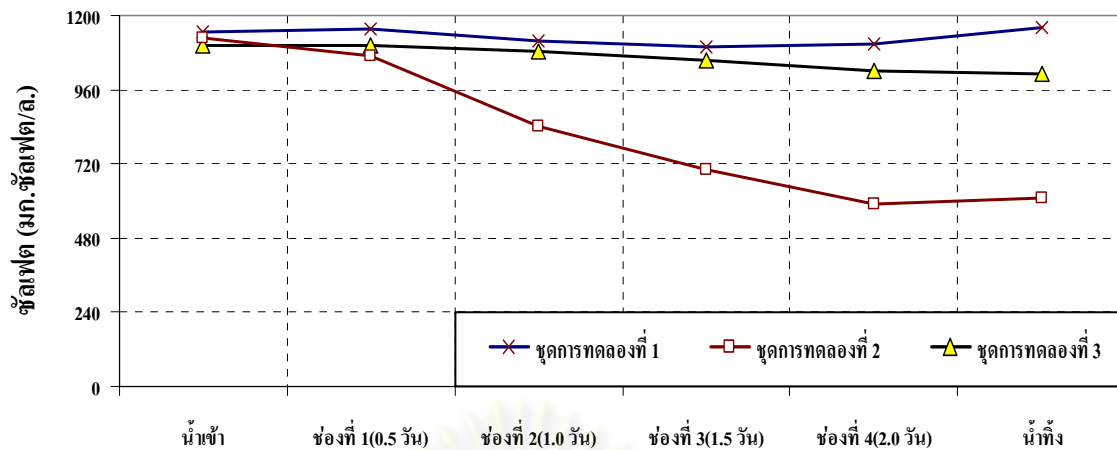
รองลงมาด้วยชุดการทดลองที่ 3 และ 2 ตามลำดับ ซึ่งขัดแย้งกับอัตราส่วน COD/NO_x-N ในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียม เนื่องจากชุดการทดลองที่ 1 มีค่าสัดส่วนดังกล่าวต่ำที่สุด แสดงให้เห็นว่าอัตราส่วนซีโอดีที่ถูกใช้จริงต่อไนโตรเจนที่ถูกกำจัดอาจไม่ขึ้นอยู่กับปัจจัยอัตราส่วน COD/NO_x-N ในน้ำเสียสังเคราะห์โดยตรง เหตุผลหนึ่งที่น่ามาอธิบายว่าเหตุใดปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้ไปเทียบต่อปริมาณไนโตรเจนที่ถูกกำจัดในชุดการทดลองที่ 1 จึงมีค่าสูงกว่าชุดการทดลองอื่นๆ คือกระบวนการที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่ในชุดการทดลองที่ 1 เป็นการเปลี่ยนรูปไนเตรตเป็นไนไตรต์ ซึ่งจากสมการเคมีต้องใช้ 2 อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนไนเตรตจากเลขออกซิเดชัน +5 เป็น +3 และเมื่อเทียบกับในขั้นตอนที่ 2 ของปฏิกิริยาดิไนทริฟิเคชันที่เป็นการเปลี่ยนไนไตรต์เป็นไนตรัสออกไซด์ (NO) จะใช้เพียง 1 อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนเลขออกซิเดชันจาก +3 เป็น +2 แสดงว่ากระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรตเป็นไนไตรต์มีการรับอิเล็กตรอนมากกว่า ซึ่งหมายถึงการใช้ซีโอดีต่อไนโตรเจนมากกว่า ประกอบกับไนไตรต์ที่เกิดขึ้นยังคงอยู่ในน้ำเสียไม่ได้ถูกกำจัดในรูปก๊าซเช่นเดียวกับกระบวนการในขั้นตอนที่ 2 ทำให้เมื่อคำนวณอัตราส่วน $\Delta\text{COD}/\Delta\text{N}$ ในชุดการทดลองที่ 1 จึงสูงกว่าชุดการทดลองอื่นๆ และเหตุผลดังกล่าวสามารถนำมาอธิบายผลการทดลองจากชุดการทดลองที่ 3 ได้ในทำนองเดียวกัน ที่พบว่าอัตราส่วน $\Delta\text{COD}/\Delta\text{N}$ สูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 เนื่องจากชุดการทดลองที่ 3 ไนเตรตบางส่วนถูกเปลี่ยนไปเป็นไนไตรต์ โดยปริมาณไนเตรตส่วนใหญ่สามารถถูกกำจัดออกไปจากระบบฯ ในรูปก๊าซไนโตรเจน จึงทำให้อัตราส่วน $\Delta\text{COD}/\Delta\text{N}$ สูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 ที่สามารถกำจัดได้ทั้งไนเตรตและไนไตรต์ในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ นั่นคือผลการทดลองจากทั้งสามชุดแสดงให้เห็นว่า ในการกำจัดไนเตรตย่อมมีอัตราส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ต่อไนโตรเจนที่ถูกกำจัดสูงกว่าค่าทางสมการเคมีเสมอ เนื่องจากกระบวนการที่เกิดขึ้นไม่ได้มีเพียงกระบวนการดิไนทริฟิเคชันเพียงอย่างเดียว แต่ยังประกอบด้วยกระบวนการอื่นๆ เช่น กระบวนการไนเตรตรีดักชัน (Nitrate respiration) และกระบวนการหมัก เป็นต้น อีกทั้งขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ เช่น หากใช้สารอินทรีย์ที่เป็นอะซิเตตก็จะมีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 3.7 แต่ถ้าใช้แลคเตตอัตราส่วนดังกล่าวก็จะเพิ่มขึ้นเป็น 4.1 เป็นต้น (Akumna และคณะ, 1993)

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ในน้ำเสียสังเคราะห์เป็นปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อรูปแบบปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น โดยพบว่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ต่ำเกินไปส่งผลให้กระบวนการที่เกิดขึ้นเป็นการเปลี่ยนรูปไนเตรตเป็นไนไตรต์ที่ยังคงอยู่ในระบบฯ ทำให้อัตราส่วนปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้เทียบต่อปริมาณไนเตรตและไนไตรต์ที่ถูกกำจัดทั้งหมดมีค่าสูง หรือหมายความว่าเกิดความสิ้นเปลืองซีโอดีโดยไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนออกจากระบบฯ ในทางกลับกันอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่สูงเกินไป อาจทำให้สภาวะของระบบฯ เอื้อต่อการเกิดกระบวนการอื่น เช่น กระบวนการหมัก มากกว่ากระบวนการดิไนทริฟิเคชัน ทำให้ปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้มากกว่าปริมาณที่ต้องการเพื่อการกำจัดไนเตรตเพียงอย่างเดียว

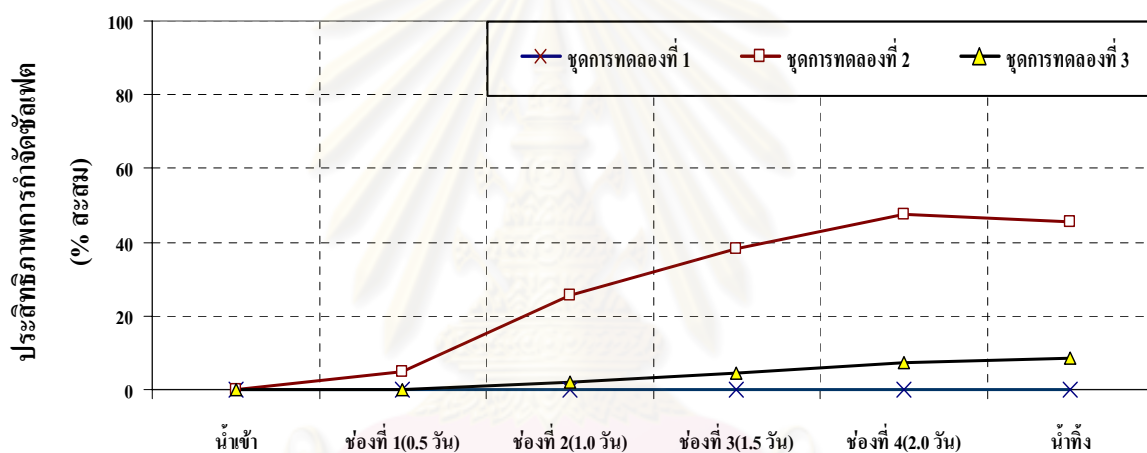
4.1.2 ผลต่อการกำจัดซัลเฟต

1) การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตและซัลไฟด์

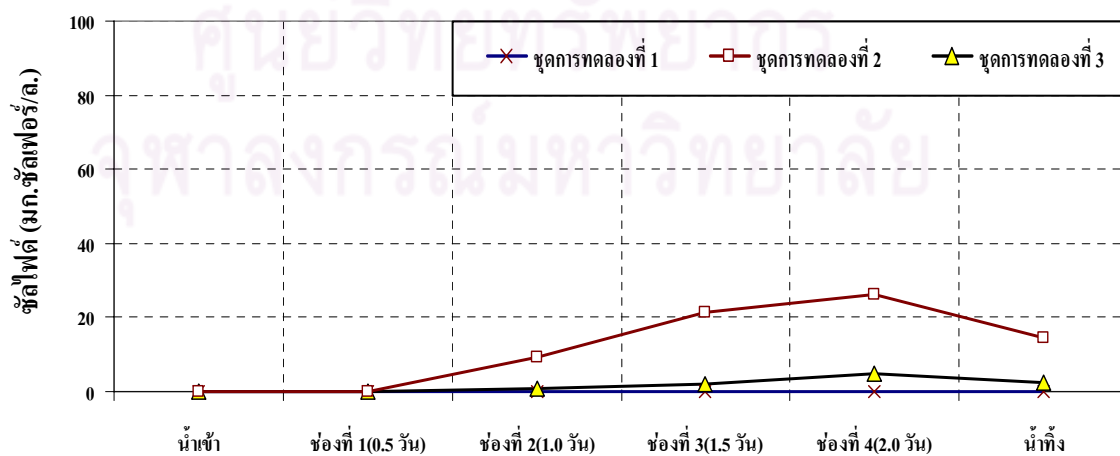
รูปที่ 4.4 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของซัลเฟตในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปียอร์จาก 3 ชุดการทดลอง จากผลการทดลองพบว่าซัลเฟตไม่สามารถถูกกำจัดได้ในชุดการทดลองที่ 1 โดยปริมาณซัลเฟตมีค่าเกือบคงที่ตลอดระยะเวลาการเดินระบบฯ ซึ่งให้ผลสอดคล้องกับทฤษฎีในแง่ปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์ กล่าวคือ การใช้ไนเตรตหรือไนไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอนจะให้ค่าพลังงานที่สูงกว่าการใช้ซัลเฟต ดังนั้นหากในระบบยังคงมีไนเตรตหรือไนไตรต์กระบวนการซัลเฟตรีดักชันก็ไม่สามารถเกิดขึ้นได้ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาในแง่ของกลไกการทำงานของแบคทีเรียพบว่า ไนเตรตและไนไตรต์มีผลยับยั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน (Barton และ Fauque, 2009; Lens และคณะ, 1998) เช่นในรายงานของ O'Reilly และ Colleran (2005) พบว่าไนไตรต์เข้มข้น 150 มก./ลิตรสามารถยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตและกลุ่มสร้างกำมะถันได้ โดยกลไกการยับยั้งอาจเกิดจากแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตไม่สามารถเติบโตแข่งขันกับแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ได้ และ/หรือไนเตรตและไนไตรต์มีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต โดยไนเตรตและไนไตรต์ทำให้ค่าไออาร์พีของระบบฯ มีค่าสูงและไม่เหมาะสมกับการเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (O'Reilly และ Colleran, 2005) ส่วนในชุดการทดลองที่ 2 พบว่าซัลเฟตเริ่มถูกกำจัดได้ในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์แต่เป็นปริมาณเพียงเล็กน้อยประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์เท่านั้น ซึ่งอาจเกิดจากการมีเชื้อแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตบางส่วนสามารถเติบโตได้ในระบบฯ แม้ว่าจะยังมีไนเตรตและไนไตรต์เหลืออยู่ เช่น สภาวะที่แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเจริญเติบโตอยู่ภายในโครงสร้างของเม็ดตะกอนก็จะสามารถทนทานต่อสภาวะที่มีไนเตรตและไนไตรต์ได้ดีกว่า นอกจากนี้ในชุดการทดลองที่ 2 นี้พบว่าซัลเฟตสามารถถูกกำจัดได้อย่างรวดเร็วในช่องที่ 2 และ 3 เฉลี่ยเท่ากับ 25 และ 38 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และให้ประสิทธิภาพการกำจัดสะสมสูงสุดในช่องที่ 4 เท่ากับ 48 เปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 4.5) ซึ่งเป็นช่วงที่ปริมาณไนเตรตและไนไตรต์ในถังปฏิกรณ์ถูกกำจัดจนเกือบหมดแล้ว ทำให้ตรวจพบปริมาณซัลไฟด์สูงสุดในช่องที่ 4 ของถังปฏิกรณ์ คือมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 26 มก.ซัลเฟอร์/ลิตร (ดังรูปที่ 4.6)



รูปที่ 4.4 ปริมาณความเข้มข้นของคลอโรฟิลล์ในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง

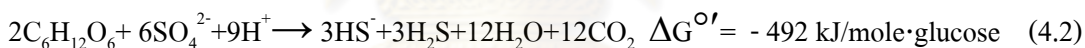
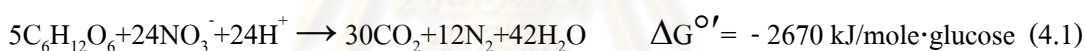


รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดคลอโรฟิลล์ในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง



รูปที่ 4.6 ความเข้มข้นคลอโรฟิลล์ในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง

สำหรับการกำจัดซัลเฟตในชุดการทดลองที่ 3 พบว่าผลการทดลองกลับไม่เป็นไปตามที่คาดไว้ นั่นคือ การเติมซีโอดีที่มากเกินไปไม่ได้มีผลช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตให้สูงขึ้น โดยซัลเฟตสามารถถูกกำจัดไปได้เพียงเล็กน้อยในชุดการทดลองนี้มีค่าเฉลี่ยต่ำกว่า 10 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งเป็นตัวเลขที่ต่ำกว่าชุดการทดลองที่ 2 อย่างมาก แม้ว่าปริมาณซีโอดีที่เหลืออยู่ในระบบฯ ในชุดการทดลองนี้จะมีค่าสูงกว่า 3,000 มก./ล. ซึ่งเพียงพอต่อการกำจัดซัลเฟตทั้งหมด อีกทั้งไม่มีไนเตรตและไนไตรต์หลงเหลืออยู่ในระบบฯ แล้วก็ตาม ดังนั้นการยับยั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันที่เกิดขึ้นในชุดการทดลองนี้จึงไม่น่าจะเป็นผลจากไนเตรตหรือไนไตรต์ และความไม่เพียงพอของปริมาณซีโอดีที่ต้องการเพื่อกำจัดซัลเฟต แต่คาดว่าน่าจะเกิดจากปัจจัยแวดล้อมอื่นๆ ที่ยังไม่ทราบแน่ชัด เช่น ค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสม สภาพความเป็นพิษในระบบฯ หรือการขาดธาตุอาหารที่จำเป็นบางอย่าง แต่อย่างไรก็ตามผลการทดลองจากทั้ง 3 ชุดการทดลองแสดงให้เห็นว่า ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีองค์ประกอบทั้งไนเตรตและซัลเฟต กระบวนการซัลเฟตรีดักชันจะเกิดขึ้นหลังจากกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเสมอ ซึ่งเป็นไปตามปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์ของปฏิกิริยาเนื่องจากการใช้ในเตรตหรือไนไตรต์เป็นสารรีดิวซ์จะให้ค่าพลังงานที่สูงกว่าการใช้ซัลเฟตเป็นสารรีดิวซ์ ดังแสดงในสมการที่ 4.1 และ 4.2 (Tchobanoglous และคณะ, 2002; Medigan และ Martinko, 2006)



2) อัตราส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ต่อซัลเฟตที่ถูกกำจัด

เมื่อพิจารณาปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้ต่อปริมาณซัลเฟตที่ถูกกำจัด ($\Delta\text{COD}/\Delta\text{SO}_4^{2-}$) ในช่วงที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ในการทดลองชุดที่ 2 ภายหลังจากไนเตรตและไนไตรต์ถูกกำจัดจนหมดแล้วพบว่า อัตราส่วนดังกล่าวมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.4 ± 1.4 กรัมซีโอดี/กรัมซัลเฟต ซึ่งมีค่าสูงกว่าปริมาณซีโอดีที่ต้องการเพื่อกำจัดซัลเฟตในทางทฤษฎีเป็นอย่างมาก ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 0.67$) คาดว่าอาจเป็นผลมาจากส่วนหนึ่งของปริมาณซีโอดีถูกใช้ไปในกระบวนการอื่นที่นอกเหนือจากซัลเฟตรีดักชัน เช่น กระบวนการสร้างกรดหรือกระบวนการสร้างก๊าซมีเทน เนื่องจากมีรายงานว่าการสร้างกรดสามารถเกิดขึ้นพร้อมกับกระบวนการซัลเฟตรีดักชันได้ (Lens และคณะ, 1997) แต่อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาอัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ของน้ำเสียที่เข้าสู่ช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ในชุดทดลองที่ 2 นี้กลับพบว่ามีค่าเพียง 0.5 - 1.0 ซึ่งอัตราส่วนนี้จะเป็นปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกิดซัลเฟตรีดักชันที่สมบูรณ์และส่งผลต่อการแข่งขันการแย่งชิงใช้สับสเตรตระหว่างแบคทีเรียกลุ่มต่างๆ ในระบบ ตัวอย่างเช่น มีรายงานโดย Choi และ Rim (1991) (อ้างถึงใน Lens และคณะ, 1998) ว่าที่อัตราส่วนสูงกว่า 2.7 แบคทีเรียกลุ่มเด่นในระบบจะเป็นกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนที่ใช้อะซิเตดเป็นสับสเตรต

แต่ถ้าอัตราส่วนนี้ต่ำกว่า 1.7 แบคทีเรียกลุ่มเด่นในระบบจะเป็นกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตที่ใช้อะซิเตตเป็น สับสเตรต ดังนั้นในชุดการทดลองนี้จึงคาดว่าแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตน่าจะเป็นแบคทีเรียกลุ่ม เด่นในช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์จึงส่งผลให้ซัลเฟตถูกกำจัดไปได้ดี

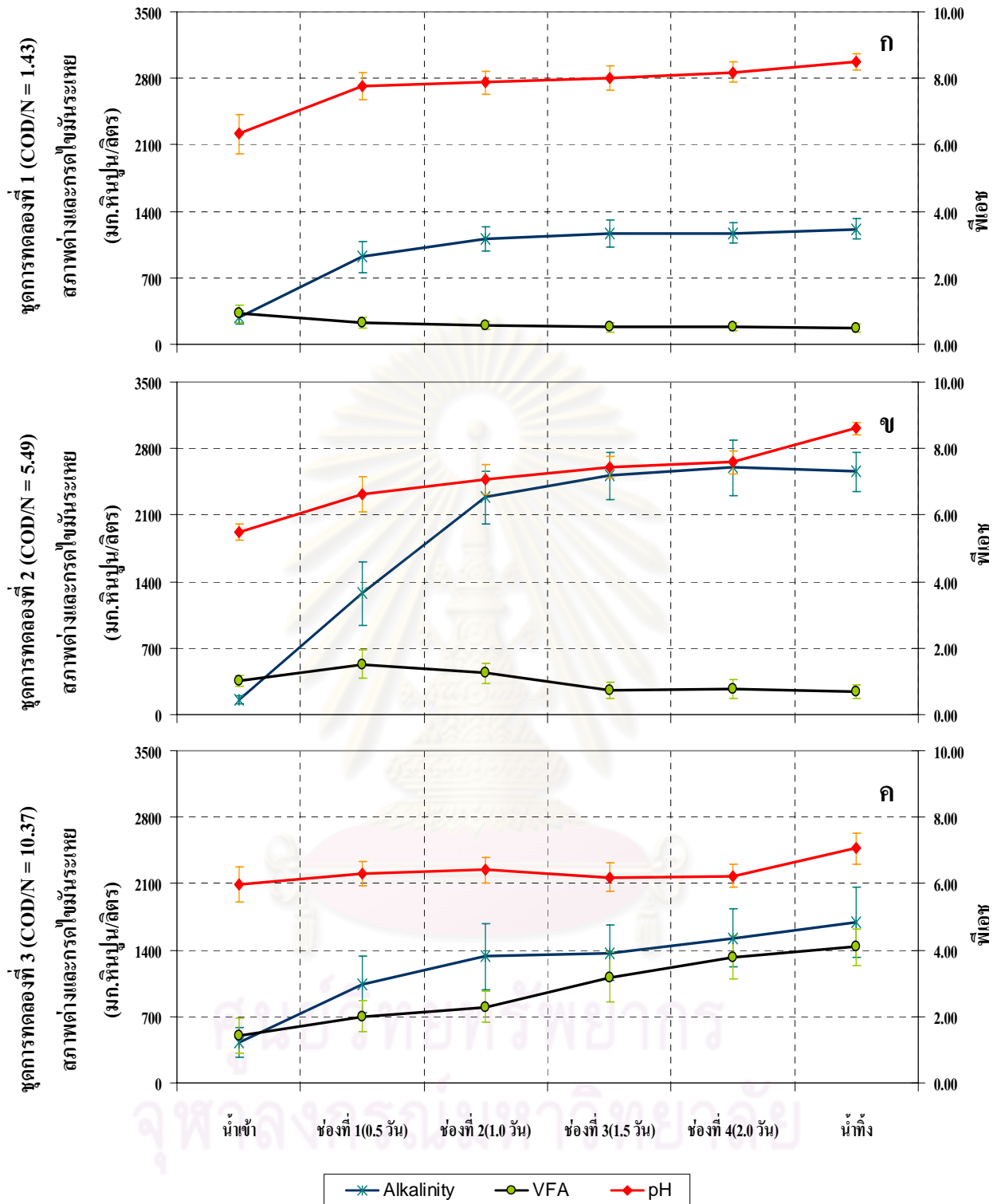
4.1.3 ปัจจัยแวดล้อมที่มีผลต่อการกำจัดในทรศและซัลเฟต

1) ค่าพีเอช สภาพต่าง และกรดไขมันระเหย

จากผลการทดลองในรูปที่ 4.7 และตารางที่ 4.3 พบว่าน้ำเสียในระบบการทดลอง ทั้ง 3 ชุดการทดลองมีค่าพีเอชเฉลี่ยอยู่ในช่วง 6 - 8 ซึ่งสูงชันกว่าน้ำเสียเข้าระบบฯ อาจเป็นผลมาจากการสร้างสภาพต่างทั้งจากกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและซัลเฟตรีดักชันในระบบ แต่เมื่อเปรียบเทียบค่าพีเอชในระบบการทดลองทั้งสามชุดพบว่า ชุดการทดลองที่ 1 ค่าเพิ่มขึ้นอย่างมากใน ช่องที่ 1 และเพิ่มสูงขึ้นอีกเล็กน้อยในช่องถัดไป ส่วนชุดการทดลองที่ 2 ค่าพีเอชจะเพิ่มขึ้นอย่าง ต่อเนื่อง แต่ชุดการทดลองที่ 3 มีค่าพีเอชต่ำกว่า 2 ชุดการทดลองแรกและมีการเปลี่ยนแปลงน้อยกว่า ชุดอื่นๆ โดยในทางทฤษฎีกระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถสร้างสภาพต่างได้ประมาณ 3.57 กรัมหินปูน/กรัมไนโตรเจน (Haandel และคณะ, 2006) ส่วนซัลเฟตรีดักชันจะสร้างสภาพต่างได้ ประมาณ 1.04 กรัมหินปูน/กรัมซัลเฟต แต่ทั้งนี้ค่าดังกล่าวอาจแตกต่างกันออกไปขึ้นอยู่กับชนิดของ สับสเตรต ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าค่าสภาพต่างที่เกิดขึ้นในระบบ 3 ชุดการทดลองมีค่าเฉลี่ย เท่ากับ 935 2,400 และ 1,270 มก.หินปูน/ลิตรตามลำดับ โดยพบว่าชุดการทดลองที่ 2 สามารถสร้าง สภาพต่างมากที่สุดซึ่งอาจเป็นผลมาจากในชุดการทดลองนี้ทั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน และซัลเฟตรีดักชันเกิดขึ้นได้สูงที่สุด จึงส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง ส่วนชุด การทดลองที่ 3 แม้ว่าค่าสภาพต่างเกิดขึ้นมากกว่าชุดการทดลองที่ 1 แต่พบว่าในชุดการทดลองนี้ ปริมาณกรดไขมันระเหยมีค่าเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องเช่นเดียวกัน (ดังรูปที่ 4.7ค) จึงมีผลทำให้ค่า พีเอชในระบบต่ำกว่าชุดการทดลองอื่นๆ นอกจากนี้ยังเป็นการยืนยันให้เห็นว่ากระบวนการที่ เกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 3 นี้มีการสร้างกรดไขมันระเหยเกิดขึ้นเป็นจำนวนมาก

2) ไออาร์พี (ORP)

การเปลี่ยนแปลงค่าไออาร์พีในถังปฏิกรณ์เอบีอาร์จาก 3 ชุดการทดลองแสดงดังรูป ที่ 4.8ก และตารางที่ 4.3 ผลการทดลองพบว่า ในชุดการทดลองที่ 1 ค่าไออาร์พีของระบบค่อนข้าง คงที่และใกล้เคียงกันในแต่ละช่องของถังปฏิกรณ์จากชุดการทดลองที่ 1 โดยมีค่าไม่ต่ำนัก คือเฉลี่ย ประมาณ -100 มิลลิโวลต์ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วงของ สภาวะกึ่งไร้อากาศหรือสภาวะแอนอกซิก กล่าวคือ เป็นสภาวะที่มีในทรศในระบบฯ



รูปที่ 4.7 การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช สภาพต่าง และกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์เอบีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง เมื่อ (ก) ชุดการทดลองที่ 1 (ข) ชุดการทดลองที่ 2 และ (ค) ชุดการทดลองที่ 3

ตารางที่ 4.3 * ผลการวิเคราะห์ค่าพีเอช โออาร์พี กรดไขมัน สภาพต่าง และสภาพนำไฟฟ้าโดยเฉลี่ย
ของระบบเอปียาร์จาก 3 ชุดการทดลอง

ชุดการทดลอง	พารามิเตอร์	น้ำเสีย เข้าระบบ	ช่องที่ 1	ช่องที่ 2	ช่องที่ 3	ช่องที่ 4	น้ำทิ้ง ออกระบบ
1 COD/NOx-N = 1.43 ± 0.23	พีเอช	6.43	7.77	7.87	8.00	8.18	8.50
	โออาร์พี	N/A	-114	-111	-112	-110	-106
	กรดไขมัน	320 ± 68	221 ± 75	201 ± 24	179 ± 94	187 ± 74	167 ± 34
	สภาพต่าง	278 ± 27	920 ± 461	1108 ± 321	1165 ± 104	1170 ± 140	1212 ± 105
	สภาพนำไฟฟ้า	6.50	6.17	6.13	6.17	6.19	6.37
2 COD/NOx-N = 5.49 ± 0.62	พีเอช	5.48	6.63	7.07	7.44	7.59	8.61
	โออาร์พี	N/A	-141	-324	-343	-349	-337
	กรดไขมัน	363 ± 65	532 ± 251	436 ± 211	253 ± 28	271 ± 101	241 ± 37
	สภาพต่าง	158 ± 54	1278 ± 433	2285 ± 572	2512 ± 742	2598 ± 392	2555 ± 702
	สภาพนำไฟฟ้า	6.53	5.93	5.52	5.66	5.69	5.80
3 COD/NOx-N = 10.37 ± 0.74	พีเอช	5.98	6.29	6.41	6.20	6.23	7.06
	โออาร์พี	N/A	-150	-165	-221	-260	-247
	กรดไขมัน	498 ± 191	703 ± 161	803 ± 169	1115 ± 266	1322 ± 224	1433 ± 192
	สภาพต่าง	424 ± 153	1037 ± 304	1334 ± 349	1370 ± 294	1525 ± 306	1692 ± 365
	สภาพนำไฟฟ้า	6.79	6.49	6.18	6.03	6.12	6.24

หมายเหตุ: * เป็นค่าเฉลี่ย ± ความคลาดเคลื่อนมาตรฐานจากผลการวิเคราะห์ตั้งแต่วันที่ 192 ถึงวันที่ 256 ของ
การเดินระบบฯ รวม 16 ข้อมูล
N/A = Not Analysis

ส่วนในชุดการทดลองที่ 2 พบว่าค่าโออาร์พีมีแนวโน้มลดลงเรื่อยๆ ตามความยาว
ของช่วงถังปฏิกรณ์ โดยตั้งแต่ช่องที่ 2 ค่าโออาร์พีที่วัดได้มีค่าต่ำกว่า -300 มิลลิโวลต์ แสดงให้เห็น
ว่าภายในระบบเกิดสภาวะไร้อากาศอย่างสมบูรณ์ (แอนแอโรบิก) ซึ่งสอดคล้องกับผลการ
กำจัดซัลเฟตที่เริ่มเกิดขึ้นในช่องที่ 2 ของถังปฏิกรณ์นี้ และสำหรับค่าโออาร์พีที่ตรวจวัดได้จากชุด
การทดลองที่ 3 พบว่าในช่องที่ 1 และ 2 มีค่าโออาร์พีต่ำกว่า -100 มิลลิโวลต์และลดลงเรื่อยๆ จนต่ำ
กว่า -200 มิลลิโวลต์ ในช่องสุดท้ายของถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นการยืนยันถึงสภาวะไร้อากาศที่เกิดขึ้น
ภายในถังปฏิกรณ์นี้เช่นกัน จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าแม้ว่าถังปฏิกรณ์เอปียาร์ที่ใช้เป็นแบบ
เปิดฝาดัง ระบบก็ยังสามารถบำบัดน้ำเสียในสภาวะแอนแอโรบิกหรือสภาวะไร้อากาศได้เป็นอย่างดี

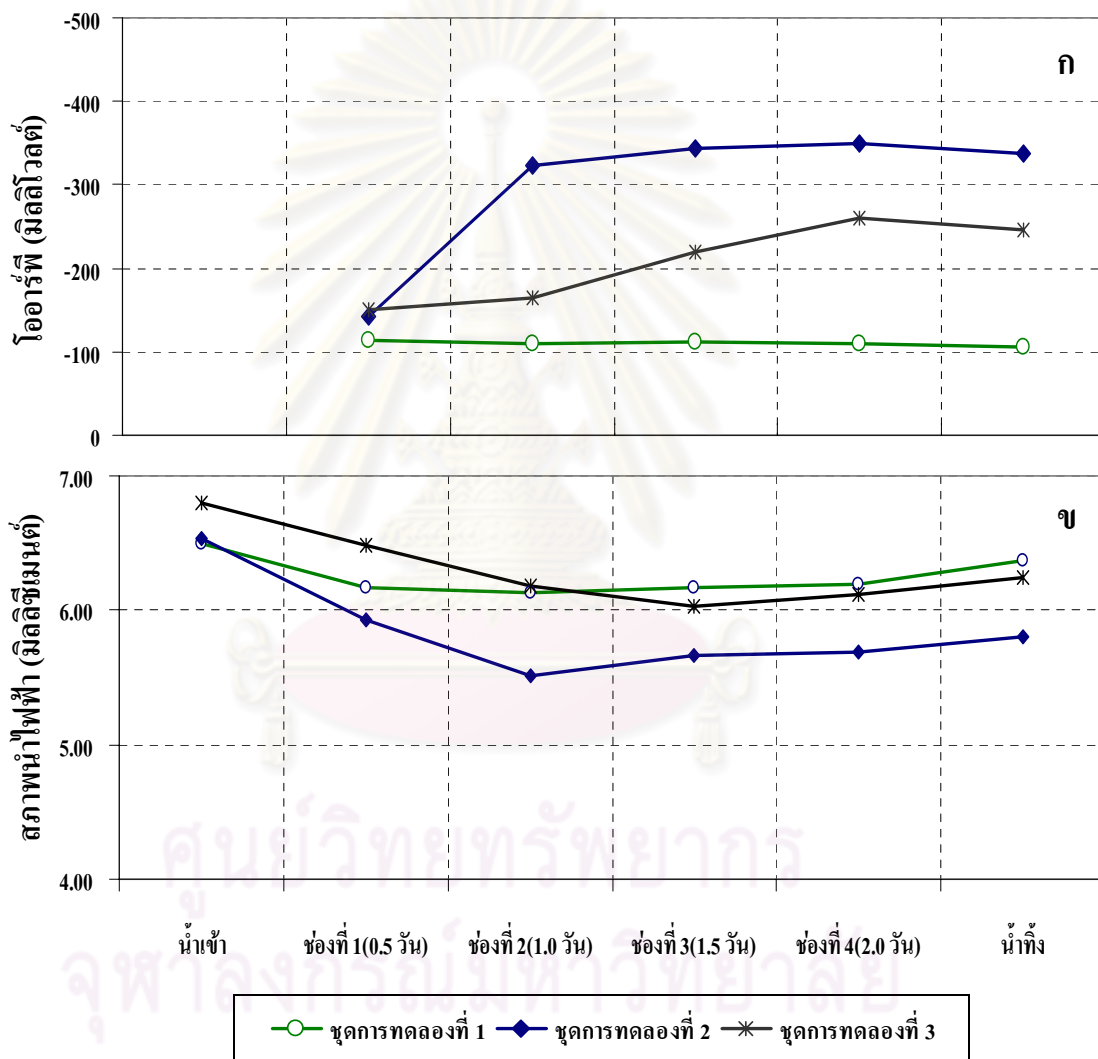
ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าการเปิดหรือปิดถังไม่ได้ส่งผลต่อกลไกการบำบัดในเทรตและซัลเฟตที่มีความเข้มข้นสูง และเนื่องจากวัตถุประสงค์ของการบำบัดคือการเปลี่ยนรูปในเทรตและซัลเฟตให้กลายเป็นก๊าซ ดังนั้นการปิดฝาถังปฏิกรณ์อาจไม่ใช่สิ่งจำเป็น แต่อย่างไรก็ดีระบบบำบัดซัลเฟตมักมีกลิ่นของไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิดขึ้น ซึ่งการปิดฝาถังก็น่าจะเป็นไปเพื่อวัตถุประสงค์ของการป้องกันกลิ่นเหม็นจากระบบฯ นอกจากนี้ยังพบว่าค่าไออาร์พีเป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่สามารถบ่งบอกถึงปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบได้เป็นอย่างดี ดังนั้นการวิเคราะห์ค่าไออาร์พีก็เป็นเครื่องมือหนึ่งที่ดีสำหรับการนำไปประยุกต์ใช้กับการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียจริงที่มีทั้งในเทรตและซัลเฟตได้

3) สภาพนำไฟฟ้า (Conductivity)

ผลการวัดค่าสภาพนำไฟฟ้าของแต่ละชุดการทดลองแสดงในตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.8x ซึ่งค่าสภาพนำไฟฟ้าเป็นค่าที่สามารถบ่งบอกถึงปริมาณของสารอนินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียได้โดยคร่าวๆ ว่ามีปริมาณมากหรือน้อยเพียงใด หากน้ำเสียมีค่าสภาพนำไฟฟ้าสูงแสดงว่ามีแนวโน้มที่จะมีองค์ประกอบของไอออนต่างๆ ของสารอนินทรีย์อยู่ในน้ำเสียเป็นจำนวนมาก ซึ่งจากผลการทดลองพบว่า ค่าสภาพนำไฟฟ้าของทั้งสามชุดการทดลองมีค่าลดลง แสดงให้เห็นว่าปริมาณไอออนในน้ำเสียมีค่าต่ำลง หรืออาจบ่งถึงในเทรตและซัลเฟตถูกกำจัดออกจากน้ำเสีย และยังพบว่าชุดการทดลองที่ 2 มีค่าสภาพนำไฟฟ้าลดลงต่ำที่สุด โดยต่ำกว่าชุดที่ 3 และชุดที่ 1 ตามลำดับ ซึ่งผลดังกล่าวสอดคล้องกับปริมาณในเทรตและซัลเฟตที่ถูกกำจัดได้ในแต่ละชุดการทดลอง แต่เมื่อพิจารณาค่าสภาพการนำไฟฟ้าในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งมีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและเกือบคงที่ในช่วงที่ 3 และ 4 ของถังปฏิกรณ์ อาจเกิดจากการกำจัดซัลเฟตนั้นไม่ช่วยลดไอออนในน้ำได้ เช่นเดียวกับการกำจัดในเทรต เนื่องจากก๊าซซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นยังคงสามารถละลายน้ำได้ตามสถานะสมดุลซึ่งเป็นไปตามกฎของเฮนรี (Henry's Law) เช่น ค่าความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในอากาศ 1% จะสมดุลกับไฮโดรเจนที่ละลายในน้ำโดยประมาณเท่ากับ 26 มก.ไฮโดรเจนซัลไฟด์/ลิตร ที่อุณหภูมิ 35 °ซ (Speece, 1996) ซึ่งแตกต่างกับก๊าซไนโตรเจนที่มีความสามารถละลายน้ำได้ต่ำจึงถูกกำจัดออกจากระบบฯ ได้ง่าย

แต่อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาปริมาณค่าสภาพนำไฟฟ้าแล้วพบว่ายังมีค่าค่อนข้างสูงแม้ว่าระบบจะสามารถกำจัดในเทรตได้ทั้งหมดแล้วก็ตาม หากทดลองคำนวณปริมาณของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total dissolve solid) โดยใช้แฟคเตอร์ 0.86 (มันซิน ตันกุลเวศม์ และมันรัช ตันกุลเวศม์, 2547) คูณค่าสภาพนำไฟฟ้าที่วัดได้ จะพบว่าค่าปริมาณของแข็งละลายในน้ำทิ้งหลังการบำบัดจากชุดการทดลองที่ 1 2 และ 3 เท่ากับ 5,480 4,990 และ 5,370 มก.หินปูน/ลิตร ตามลำดับ ซึ่งตัวเลขดังกล่าวยังถือว่ามีค่าสูงอยู่ ทั้งนี้เกิดได้จากปัจจัยหลายประการ คือ ประการแรกการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลองนี้ใช้สารเคมีที่อยู่ในรูปสารประกอบโซเดียมเป็นส่วนใหญ่ ทั้งโซเดียมในเทรตและโซเดียมซัลเฟต เป็นต้น เมื่อคำนวณเป็นปริมาณ โซเดียมจะมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ

1,355 มก./ล. ซึ่งโซเดียมนี้ไม่สามารถถูกกำจัดออกไปจากน้ำเสียได้จึงทำให้ค่าสภาพนำไฟฟ้าของระบบไม่ลดลงมากนัก ประการที่สองทั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและซัลเฟตรีดักชันล้วนแล้วแต่เป็นกระบวนการสร้างสภาพต่างให้กับระบบ ซึ่งสภาพต่างนี้อยู่ในรูปไบคาร์บอเนตที่ละลายอยู่ในระบบและมีคุณสมบัติการนำไฟฟ้าเช่นเดียวกัน ประการสุดท้ายสารที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาการย่อยสลาย เช่น ไฮโดรเจนซัลไฟด์ กรดอินทรีย์ระเหย หรือแอมโมเนีย ล้วนแล้วแต่มีคุณสมบัติการนำไฟฟ้าได้ดี จึงส่งผลให้ค่าดังกล่าวจากชุดการทดลองทั้งสามมีค่าค่อนข้างสูง



รูปที่ 4.8 การเปลี่ยนแปลงค่าโออาร์พี (ก) และค่าสภาพนำไฟฟ้า (ข) ในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ชุดการทดลอง

4.1.4 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์ในระบบฯ

1) สีและการลอยตัว

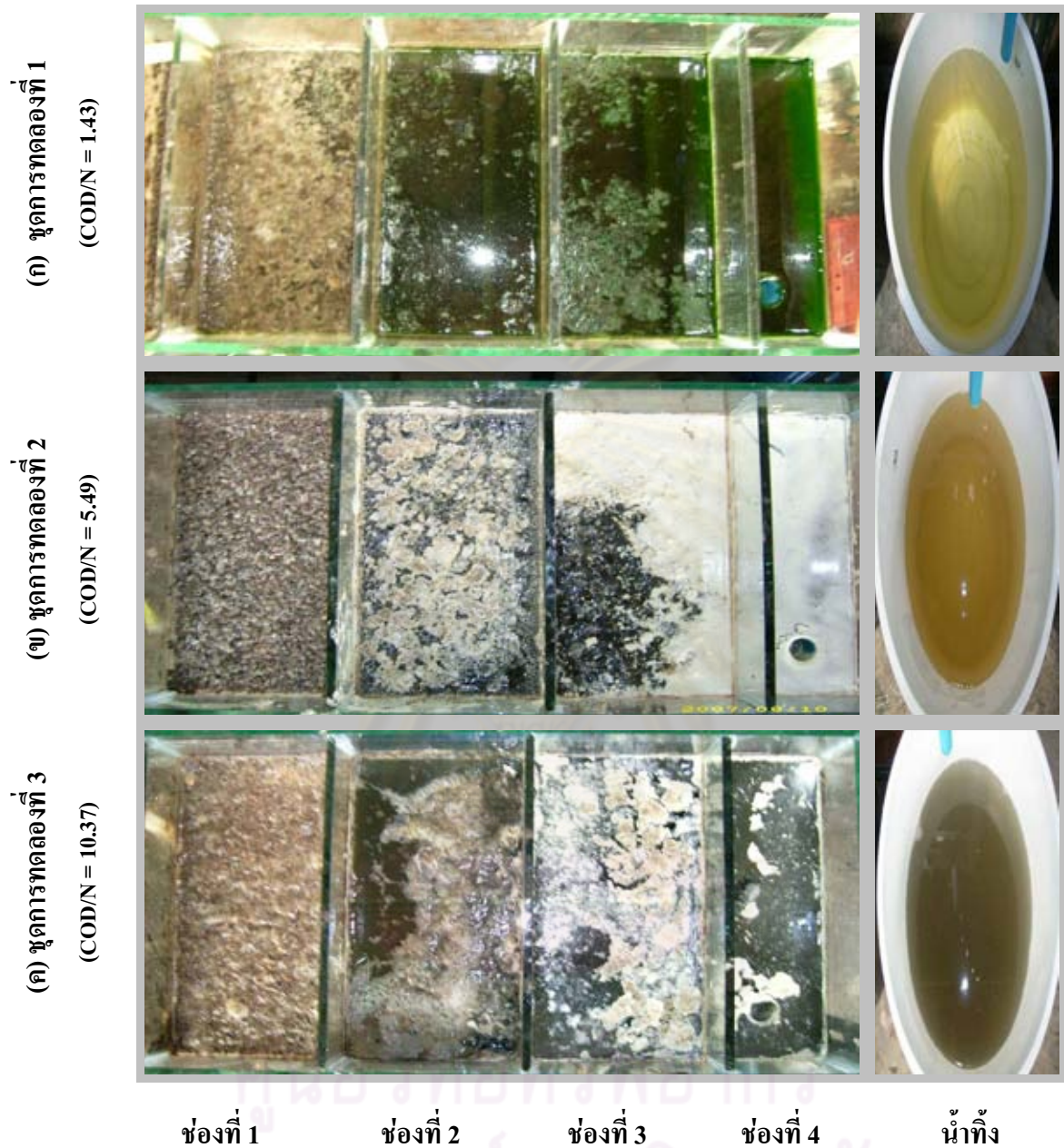
จากการสังเกตลักษณะทางกายภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เอปียาร์จาก 3 ชุดการทดลองด้วยตาเปล่า พบว่าในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์แต่ละชุดมีฟองก๊าซเกิดขึ้นเป็นจำนวนมาก โดยผุดขึ้นมาจากบริเวณชั้นตะกอนก้นถัง จึงส่งผลให้เกิดการลอยตัวของตะกอนเบาบางส่วน ขึ้นมาอยู่บริเวณผิวน้ำ โดยสีของตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในแต่ละช่องของถังปฏิกรณ์จากแต่ละชุดการทดลองจะมีลักษณะที่แตกต่างกัน (ดังรูปที่ 4.9) โดยมีรายละเอียดดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 พบตะกอนเบาสีน้ำตาลอ่อนลอยตัวเป็นกลุ่มฝ้าที่ผิวน้ำในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ ส่วนในช่องถัดๆ ไปพบตะกอนจมตัวนิ่งและมีฟองก๊าซเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อย โดยน้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีลักษณะใสและมีสีเหลืองเล็กน้อย (ดังรูปที่ 4.9ก)

ชุดการทดลองที่ 2 พบการลอยตัวของตะกอนจุลินทรีย์ที่ผิวน้ำในช่องที่ 1 และ 2 โดยตะกอนที่เกิดขึ้นในแต่ละช่องจะมีสีและลักษณะที่แตกต่างกัน (ดังรูปที่ 4.9ข) โดยพบว่า 80% ของตะกอนในช่องที่ 2 มีสีน้ำตาลเข้มและมีการเกาะกันเป็นเม็ด โดยลอยตัวแผ่อยู่บริเวณผิวน้ำ เมื่อลองเอาไม้เล็กๆ กวาดชั้นตะกอนออกจะพบว่ามีฟองก๊าซจำนวนมากอยู่ใต้ชั้นตะกอน แสดงให้เห็นว่าการลอยตัวของตะกอนเกิดจากการที่ฟองก๊าซจำนวนมากพาชั้นตะกอนให้ลอยขึ้นมาที่ผิวน้ำ แตกต่างจากลักษณะตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในช่องที่ 3 และ 4 ซึ่งสังเกตเห็นแผ่นฝ้าสีขาวออกเหลืองบนผิวน้ำซึ่งคาดว่าแผ่นฝ้าเหล่านี้จะเป็นฟิล์มของซัลเฟอร์ (S^0) โดยถ้าไม่มีการดักฝาดังกล่าวออกจากระบบฯ ฟิล์มของซัลเฟอร์จะกลายเป็นผลึกแข็งและหนา มีรายงานว่าผลึกซัลเฟอร์บริเวณผิวน้ำนี้อาจเกิดได้ทั้งจากกระบวนการทางชีวภาพและเคมี (Haandel และคณะ, 2006; Widdel, 1988) โดยแบคทีเรียกลุ่มออกซิโดซัลเฟอร์ที่ใช้ซัลไฟด์เป็นสารให้อิเล็กตรอนและไอซอกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนจะเป็นต้นเหตุของการเกิดผลึกซัลเฟอร์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ นอกจากนี้การเกิดฟิล์มซัลเฟอร์ยังเป็นหลักฐานที่บ่งบอกว่าในช่องที่ 3 และ 4 เกิดกระบวนการซัลเฟตรีดักชันได้เป็นอย่างดีอีกด้วย

ชุดการทดลองที่ 3 พบการลอยตัวของตะกอนจุลินทรีย์เช่นเดียวกับชุดการทดลองอื่นๆ แต่ปริมาณตะกอนที่ลอยรวมทั้งฟองก๊าซที่เกิดขึ้นจะน้อยกว่าชุดการทดลองที่ 2 โดยสีของตะกอนจุลินทรีย์ในช่องแรกจะเป็นสีน้ำตาลอ่อนใกล้เคียงกับชุดการทดลองที่ 1 โดยจะเข้มขึ้นและกลายเป็นสีดำในช่องที่ 3 และ 4 ของถังปฏิกรณ์ส่งผลทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบฯ มีสีดำคล้ำและขุ่น (ดังรูปที่ 4.8ค) ส่วนบริเวณผิวน้ำพบการลอยตัวเป็นแพของฝ้าสีขาวออกเหลืองในช่องที่ 3 และ 4 แต่มีปริมาณน้อยกว่าชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ซัลเฟตที่พบว่ากระบวนการซัลเฟตรีดักชันในชุดการทดลองนี้เกิดขึ้นน้อยกว่าชุดการทดลองที่ 2

ทิศทางการไหลของน้ำ

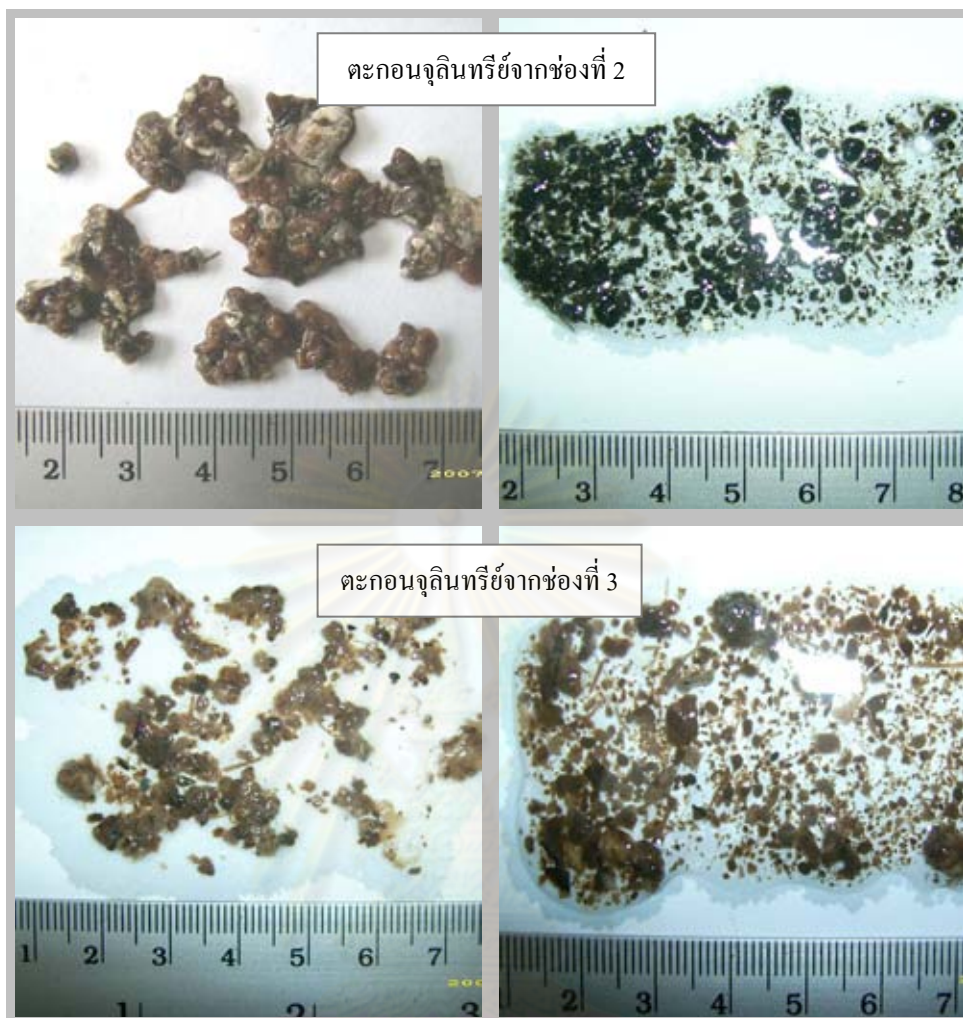


รูปที่ 4.9 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เอปาร์และน้ำทิ้งจาก 3 ชุดการทดลองเมื่อมองจากด้านบนของแต่ละถังปฏิกรณ์ โดย (ก) ชุดการทดลองที่ 1 (ข) ชุดการทดลองที่ 2 และ (ค) ชุดการทดลองที่ 3

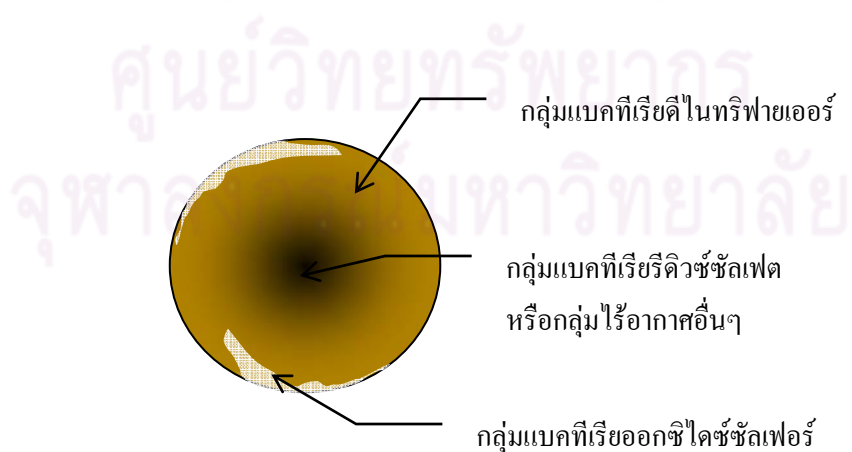
2) การจับตัวเป็นเม็ดตะกอนในระบบฯ

เมื่อพิจารณาลักษณะตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เอปิวาร์จากช่องที่ 2 และช่องที่ 3 ของชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งสามารถกำจัดทั้งไนเตรตและซัลเฟตได้ดี พบว่าตะกอนจุลินทรีย์มีการจับตัวกันและเกิดเป็นเม็ดตะกอนได้ แต่มีความแตกต่างจากเม็ดตะกอนโดยทั่วไปของระบบยูเอเอสบีในกระบวนการผลิตก๊าซมีเทน โดยลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 2 มีขนาดค่อนข้างใหญ่ ประมาณ 2 - 5 มม. (ดังรูปที่ 4.10) เมื่อพิจารณาจากลักษณะภายนอกด้วยตาเปล่า พบว่ามีสีน้ำตาลอ่อนปนกับสีดำในบางจุด และจะเกิดฝ้าขาวเคลือบเมื่อเม็ดตะกอนดังกล่าวสัมผัสกับอากาศ ซึ่งคาดว่าน่าจะเกิดปฏิกิริยาการออกซิไดซ์ซัลไฟด์ให้กลายเป็นธาตุซัลเฟอร์ (S^0) จึงทำให้เชื่อได้ว่าภายในเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นมีการทำงานและอาศัยอยู่ร่วมกันของแบคทีเรียหลายกลุ่ม ทั้งแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต และกลุ่มออกซิไดซ์ซัลเฟอร์ เป็นต้น โดยเมื่อทดลองผ่าซีกเม็ดตะกอนออกพบว่า บริเวณเนื้อด้านในเม็ดส่วนใหญ่เป็นสีดำโดยมีจุดคล้ำเข้มบริเวณศูนย์กลาง โดยบริเวณนี้น่าจะเป็นการรวมตัวกันของแบคทีเรียกลุ่มไร้อากาศอย่างเด็ดขาดในลักษณะของการอยู่ร่วมกับแบบพึ่งพาอาศัย (Symbiosis) เนื่องจากแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์และกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตมีความสามารถในการใช้สับสเตรทได้แตกต่างกัน ดังเช่น Elefsiniotis และ Wareham (2007) รายงานว่าแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์สามารถใช้อะซิเตตเป็นสับสเตรทได้เป็นอย่างดี แต่ในทางกลับกันแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตเพียงไม่กี่ชนิดเท่านั้นที่สามารถใช้อะซิเตทได้ (Liamleam และ Annachhatre, 2007) นอกจากนี้ในเตรตยังมีผลยับยั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตอีกด้วย จากเหตุผลต่างๆ ดังที่กล่าวมาข้างต้นเมื่อนำมาประกอบการพิจารณาทำให้สามารถระบุข้อสมมุติฐานถึงลักษณะโครงสร้างจำลองของการอยู่ร่วมกันระหว่างกลุ่มแบคทีเรียที่เกิดขึ้นและจับตัวกันเป็นเม็ดภายในถังปฏิกรณ์เอปิวาร์ในสภาวะที่มีทั้งไนเตรตและซัลเฟตความเข้มข้นสูงได้ ดังรูปที่ 4.11

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.10 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์จากช่องที่ 2 และ 3 ของถังปฏิกรณ์ในชุดการทดลองที่ 2

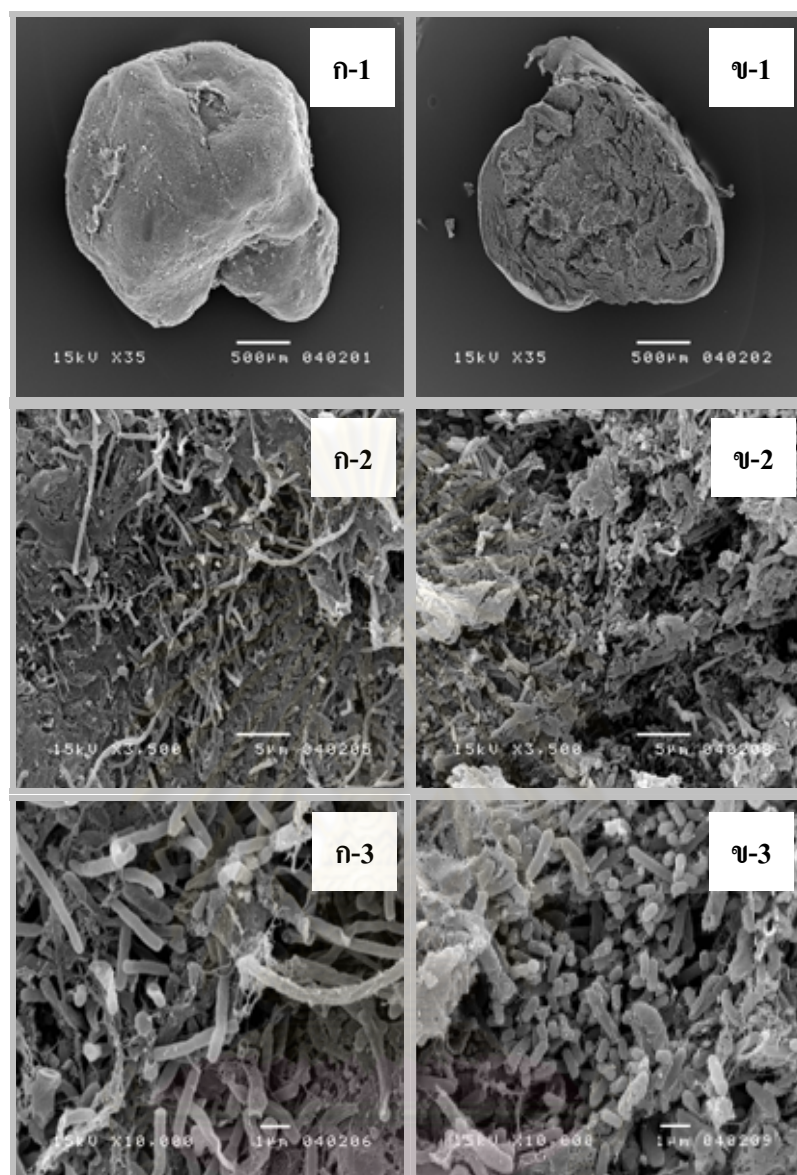


รูปที่ 4.11 สมมุติฐานแบบจำลองโครงสร้างเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์ ในสถานะที่มีทั้งไนเตรตและซัลเฟตความเข้มข้นสูง

3) การศึกษาโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน

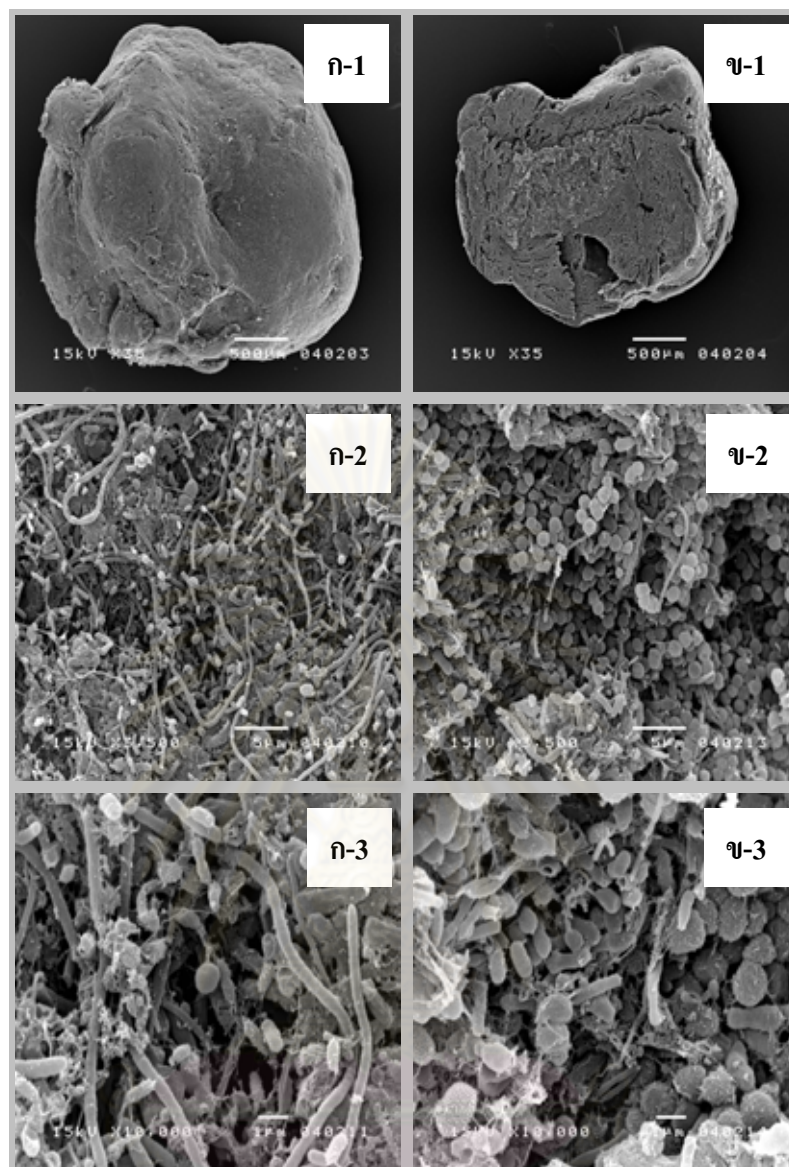
เมื่อนำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากช่องที่ 2 และ 3 ของถังปฏิกรณ์เอปิวาร์ในชุดการทดลองที่ 2 ไปศึกษาลักษณะโครงสร้างและการจับตัวของกลุ่มจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน ผลการทดลองดังรูปที่ 4.12 และ 4.13 แสดงให้เห็นว่าตะกอนจุลินทรีย์จากทั้งสองช่องมีการจับตัวเป็นเม็ดที่สมบูรณ์ โดยมีขนาดและรูปร่างต่างๆ กันไม่คงที่ ซึ่งเมื่อพิจารณาภาพถ่ายโครงสร้างบริเวณพื้นผิวภายนอกเม็ดตะกอนจากช่องที่ 2 (ดังรูปที่ 4.12 ก-1 ถึง ก-3) พบว่ามีการพันตัวกันของกลุ่มแบคทีเรียเส้นใยจำนวนมาก เมื่อสังเกตลักษณะโครงสร้างภายในเม็ดตะกอนเมื่อทำการผ่าซีก (ดังรูปที่ 4.12 ข-1 ถึง ข-3) จะพบการอยู่ร่วมกันของแบคทีเรียรูปกลมปริมาณเล็กน้อยรวมกันกับกลุ่มแบคทีเรียเส้นใย ลักษณะดังกล่าวที่พบแตกต่างจากภาพถ่ายโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์จากช่องที่ 3 อย่างเห็นได้ชัด กล่าวคือ บริเวณพื้นผิวภายนอกเม็ดตะกอนจากช่องที่ 3 (ดังรูปที่ 4.13 ก-1 ถึง ก-3) ประกอบไปด้วยแบคทีเรียกลุ่มเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ที่พันตัวกันอย่างแน่นหนา โดยมีแบคทีเรียรูปกลมปริมาณพอสมควรอาศัยอยู่ร่วมด้วยในลักษณะกระจัดกระจาย โดยเมื่อผ่าซีกเม็ดตะกอนออก ถ่ายภาพโครงสร้างภายในเม็ดตะกอน (ดังรูปที่ 4.13 ข-1 ถึง ข-3) แสดงให้เห็นว่าประกอบไปด้วยแบคทีเรียรูปกลมและรูปท่อนที่เกาะกลุ่มอยู่ร่วมกันอย่างหนาแน่นและมีปริมาณมากกว่าบริเวณพื้นผิวภายนอกอย่างชัดเจน โดยมีการแทรกตัวของแบคทีเรียเส้นใยบ้างประปราย

จากลักษณะต่างๆ ดังกล่าวข้างต้นที่เป็นเพียงการสังเกตผลและมองเห็นการรวมกลุ่มของจุลินทรีย์ผ่านกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน จึงทำให้ไม่สามารถระบุชนิดและกลุ่มที่แท้จริงของจุลินทรีย์ที่ตรวจพบได้อย่างแน่ชัด อย่างไรก็ตามผลการทดลองจากภาพถ่ายเป็นการช่วยยืนยันได้ว่าภายในเม็ดตะกอนที่เกิดการจับตัวกันภายในถังปฏิกรณ์เอปิวาร์ในสภาวะที่มีทั้งไนเตรดและซัลเฟตความเข้มข้นสูงนั้นมีลักษณะของการอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์หลายกลุ่ม โดยมีการแบ่งพื้นที่อาศัยกันอย่างชัดเจนบริเวณพื้นผิวภายนอกและภายในเม็ดตะกอนซึ่งสอดคล้องกับสมมุติฐานแบบจำลองโครงสร้างเม็ดตะกอนที่นำเสนอไว้ในหัวข้อที่ผ่านมา



รูปที่ 4.12 ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์เอปาร์ในช่องที่ 2 ของชุดการทดลองที่ 2

- | | |
|---|---------------------------------------|
| (ก-1) เม็ดตะกอน (x 35) | (ข-1) เม็ดตะกอนผ่าซีก (x 35) |
| (ก-2) บริเวณพื้นผิวเม็ดตะกอน (x 3,500) | (ข-2) บริเวณภายในเม็ดตะกอน (x 3,500) |
| (ก-3) บริเวณพื้นผิวเม็ดตะกอน (x 10,000) | (ข-3) บริเวณภายในเม็ดตะกอน (x 10,000) |



รูปที่ 4.13 ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์เอปาร์ในช่องที่ 3 ของชุดการทดลองที่ 2

(ก-1) เม็ดตะกอน (x 35)

(ก-2) บริเวณพื้นผิวเม็ดตะกอน (x 3,500)

(ก-3) บริเวณพื้นผิวเม็ดตะกอน (x 10,000)

(ข-1) เม็ดตะกอนผ่าซีก (x 35)

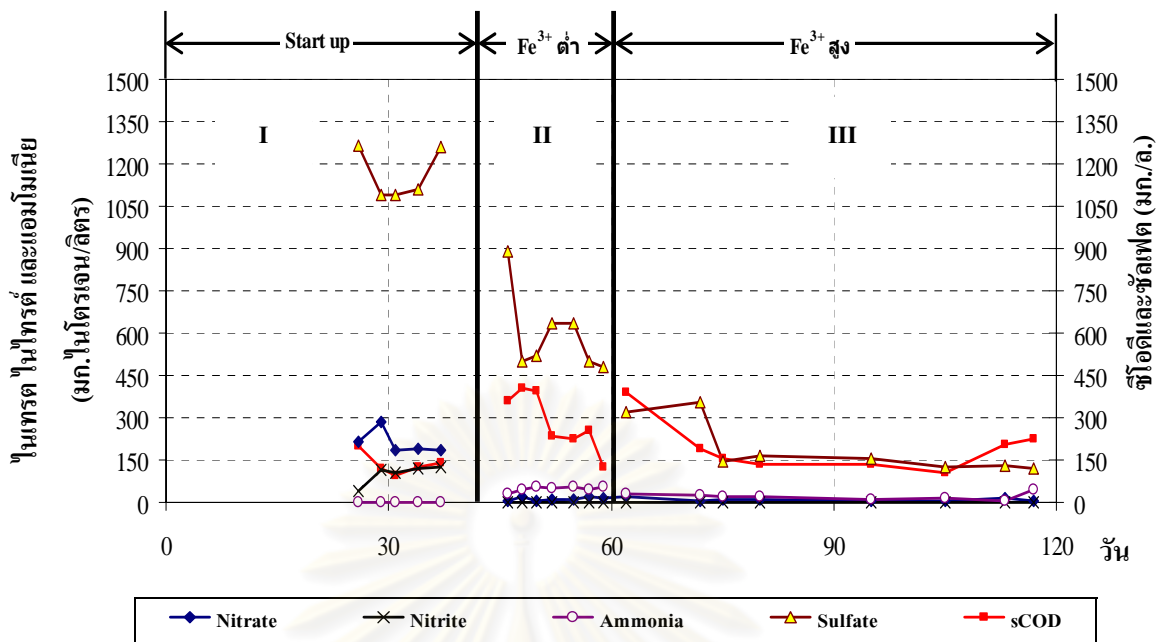
(ข-2) บริเวณภายในเม็ดตะกอน (x 3,500)

(ข-3) บริเวณภายในเม็ดตะกอน (x 10,000)

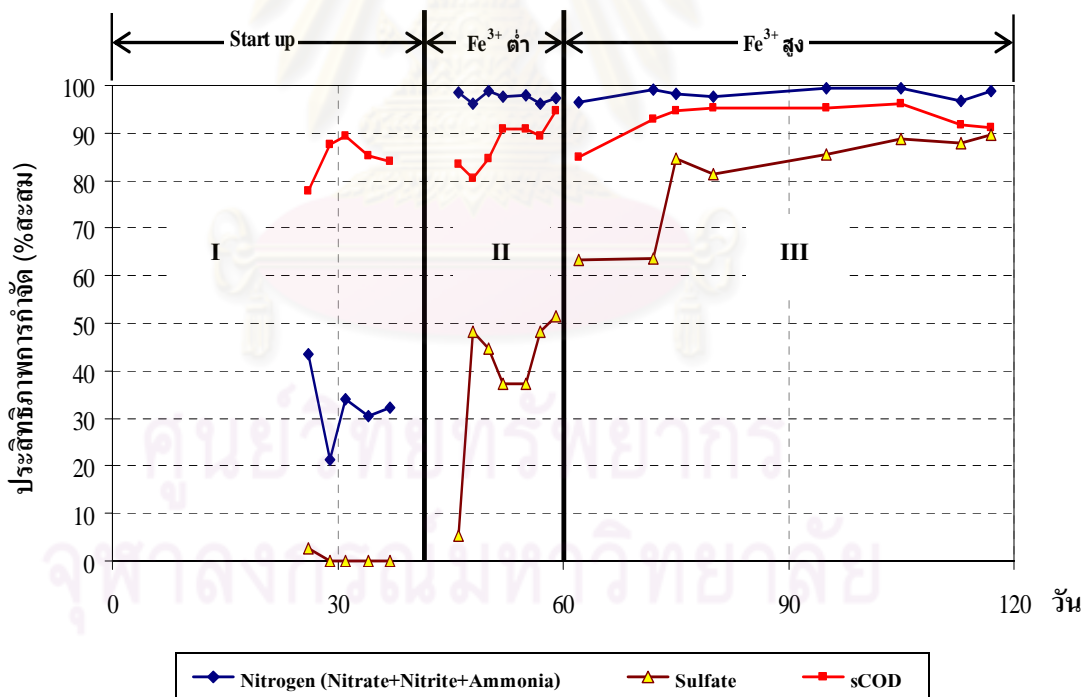
4.2 ช่วงการทดลองที่ 2 : ผลของปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรดและซัลเฟตในถังปฏิกรณ์เอปิวาร์

การเดินระบบในช่วงการทดลองที่ 2 นี้เป็นการศึกษาต่อเนื่องจากการทดลองในช่วงที่ 1 เพื่อศึกษาผลของปริมาณเฟอร์ริกไอออนที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ไนเตรดและซัลเฟตเข้มข้นสูง โดยมีระยะเวลาการเดินระบบฯ ทั้งหมด 117 วัน แบ่งเป็น 3 ระยะคือ ระยะที่ I ตั้งแต่วันเริ่มต้นเดินระบบฯ จนถึงวันที่ 40 ถือเป็นช่วงเริ่มต้นระบบ ซึ่งในช่วงระยะเวลานี้จะไม่มี การวิเคราะห์ค่าปริมาณแอมโมเนียและซัลไฟด์ หลังจากนั้นทำการเพิ่มปริมาณซีโอดีที่เติมในน้ำเสีย ตั้งเคราะห์เพื่อเข้าสู่ระยะที่ II แต่ยังคงใช้ความเข้มข้นของไนเตรดและซัลเฟตเท่าเดิม โดยในระยะนี้ จะเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีที่อัตราส่วน 0.02 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี ทำการเดินระบบ ต่อเนื่องและเก็บตัวอย่างน้ำเสียตั้งแต่วันที่ 46 ถึงวันที่ 59 หลังจากนั้นจึงทำการปรับค่าปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดีในอัตราส่วน 0.10 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดีเพื่อเข้าสู่ระยะที่ III แล้วเดินระบบ ต่อเนื่องจนถึงวันที่ 120 ได้ผลการทดลองดังรูปที่ 4.14 แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่าซีโอดีไนเตรดไนไตรต์ แอมโมเนียและซัลเฟตในน้ำทิ้งจากระบบฯ ตามช่วงเวลาต่างๆ ของการเดินระบบ

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ในระยะที่ I ซึ่งมีอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 1.95 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ไม่สามารถกำจัดไนเตรดและซัลเฟตได้หมด ซึ่งเป็นการยืนยันผลการทดลองในช่วงการทดลองที่ 1 ที่ผ่านมามีอัตราส่วนดังกล่าวไม่เพียงพอต่อการเกิดดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ แต่เมื่อเข้าสู่ระยะที่ II ที่มีอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 4.61 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน และมีอัตราส่วน Fe³⁺: COD = 0.02 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรดและไนไตรต์เพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วภายในสองสัปดาห์หลังการเปลี่ยนแปลงสถานะ นอกจากนี้ยังสามารถกำจัดซัลเฟตได้ใกล้เคียงกับผลการทดลองของชุดการทดลองที่ 2 ในช่วงการทดลองที่ 1 อีกด้วย หลังจากนั้นจึงทำการปรับสถานะอีกครั้งเพื่อเข้าสู่ระยะที่ III โดยปรับเปลี่ยนอัตราส่วน Fe³⁺: COD เพิ่มขึ้นเป็น 0.10 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี โดยยังคงค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ให้ใกล้เคียงกัน มีเฉลี่ยเท่ากับ 5.24 พบว่านอกจากจะสามารถกำจัดไนเตรดได้ดีเช่นเดิมแล้วยังสามารถกำจัดซัลเฟตได้มากขึ้นกว่าเดิมอย่างเห็นได้ชัด โดยมีช่วงการเปลี่ยนแปลงประมาณ 20 วัน หลังการเพิ่มปริมาณเฟอร์ริกไอออน เมื่อพิจารณาเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรด ไนไตรต์ซัลเฟต และซีโอดีของระบบมีค่าค่อนข้างคงที่แล้วจึงทำการวิเคราะห์ข้อมูลในประเด็นต่างๆ ดังนี้



รูปที่ 4.14 ค่าความเข้มข้นไนเตรต ไนไตรต์ แอมโมเนีย ซัลเฟตและซีโอดีในน้ำทิ้งจากระบบฯ



รูปที่ 4.15 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด ซัลเฟตและซีโอดีในน้ำทิ้งจากระบบฯ

หมายเหตุ : (ระยะที่ I) ช่วงเริ่มต้นเดินระบบ COD/NOx-N = 1.95

(ระยะที่ II) ช่วงเติมเฟอร์ริกต่ำ COD/NOx-N = 4.61 และ Fe³⁺: COD = 0.02

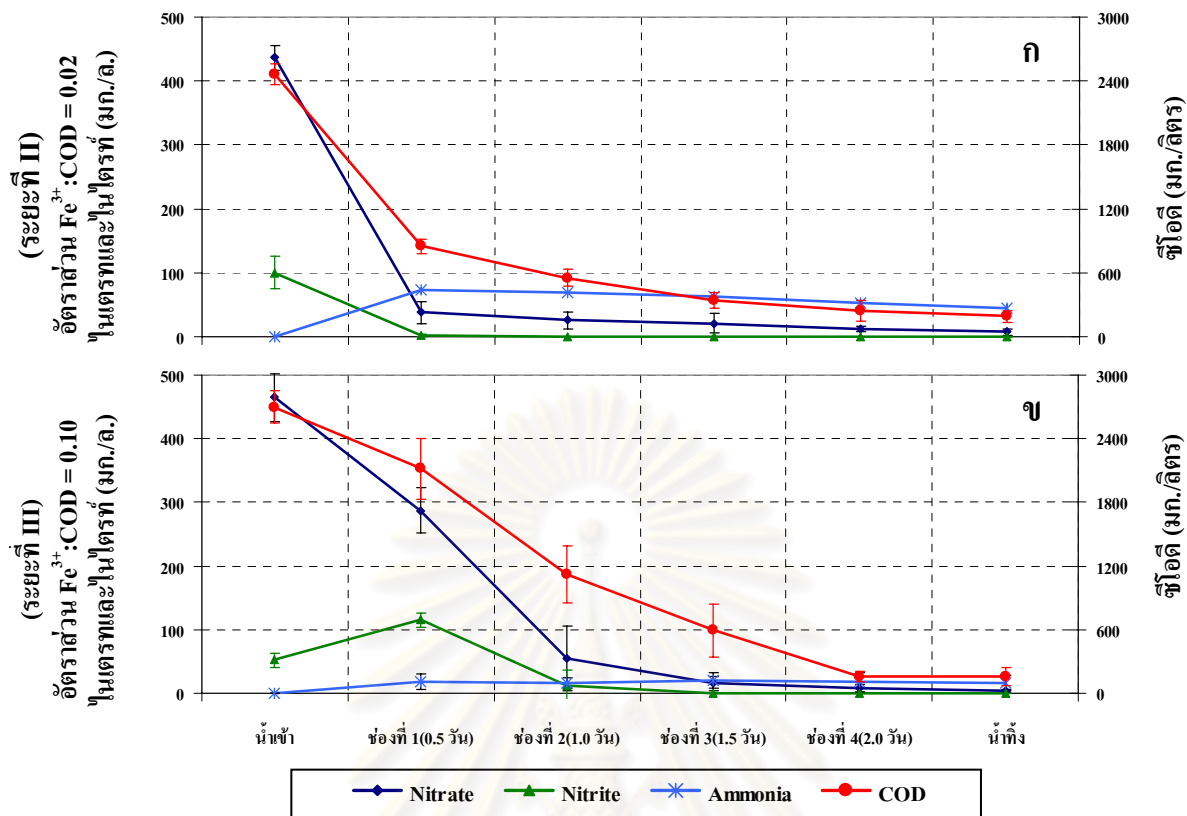
(ระยะที่ III) ช่วงเติมเฟอร์ริกสูง COD/NOx-N = 5.24 และ Fe³⁺: COD = 0.10

4.2.1 ผลต่อการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์

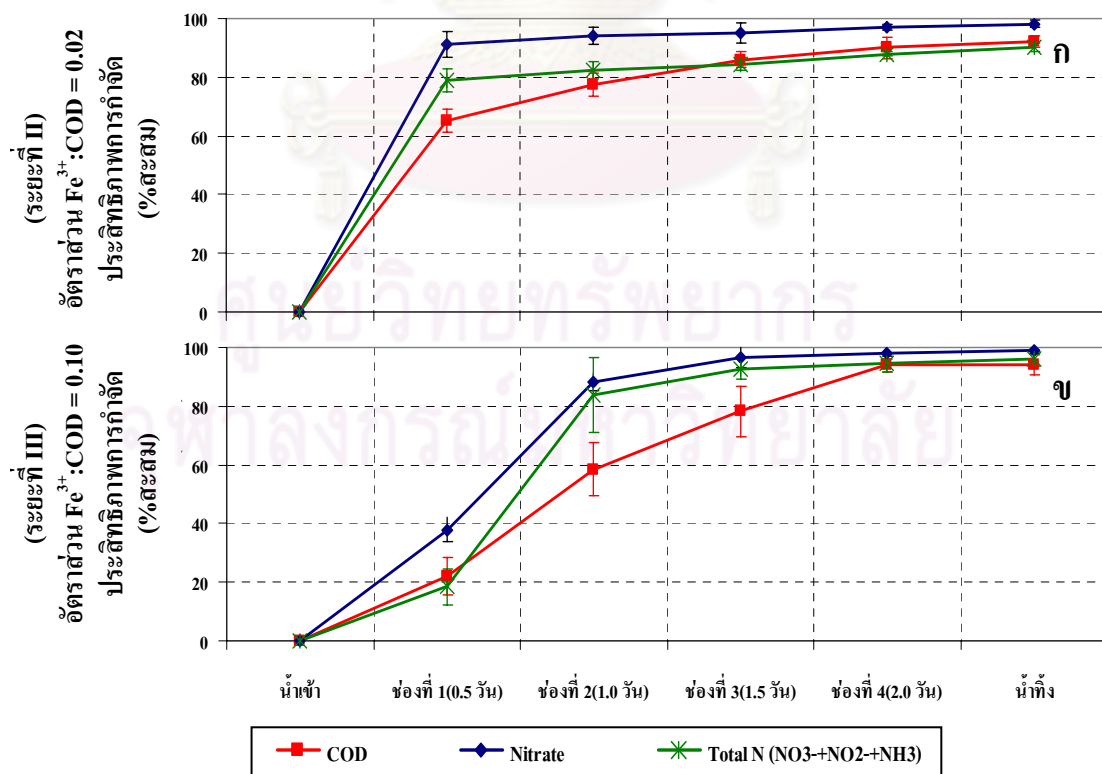
1) ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์

ภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริกไอออนต่ำ (Fe^{3+} : COD = 0.02 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี) และมีอัตราส่วน COD/NO_x-N น้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 4.61 ± 0.36 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน ในระยะที่ II พบว่า (ดังรูปที่ 4.16ก และข้อมูลในตารางที่ 4.4) ปริมาณไนเตรตจะลดลงอย่างรวดเร็วคิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดมากกว่า 91 เปอร์เซ็นต์ในช่องที่ 1 และมีค่าเพิ่มขึ้นตามลำดับจนเกือบ 100% เมื่อเข้าสู่ช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ ส่วนไนไตรต์ซึ่งเกิดขึ้นในถังพักน้ำเสียตั้งแต่ก่อนเข้าระบบฯ ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 100 ± 26 มก.ไนโตรเจน/ลิตร สามารถถูกกำจัดได้หมดภายในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ และไม่เกิดการสะสมตัวของไนไตรต์ในช่องอื่นๆ ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับผลการทดลองในชุดการทดลองที่ 2 ของช่วงการทดลองที่ 1 ซึ่งได้อภิปรายผลว่าค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ 5.49 สามารถกำจัดไนเตรตและไนไตรต์ได้เป็นอย่างดี หรือซีโอดีเพียงพอต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ อย่างไรก็ตามผลการวิเคราะห์ค่าปริมาณแอมโมเนียในระบบฯ ในระยะที่ II นี้กลับพบว่าในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์มีปริมาณแอมโมเนียเกิดขึ้นสูงถึง 73 มก. แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร และมีปริมาณลดลงเพียงเล็กน้อยในช่องถัดไป โดยพบว่าในน้ำทิ้งมีปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉลี่ยเท่ากับ 45 มก. แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร และเนื่องจากการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ไม่มีการเติมสารอาหารที่มีองค์ประกอบของแอมโมเนียอยู่แล้ว ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่าปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นมาจากการเปลี่ยนรูปของไนเตรตเป็นแอมโมเนียด้วยกระบวนการที่เรียกว่า Dissimilatory nitrate reduction to ammonia หรือ DNRA

เมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองในระยะที่ II ภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริกไอออนสูง (Fe^{3+} : COD = 0.10 มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี) และมีอัตราส่วน COD/NO_x-N เท่ากับ 5.24 ± 0.38 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน พบว่าไนเตรตถูกกำจัดอย่างรวดเร็วในช่องที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ (ดังรูปที่ 4.16ข) เช่นเดียวกัน แต่การลดลงของไนเตรตเกิดขึ้นได้ช้ากว่าในระยะที่ II อย่างชัดเจน โดยไนเตรตที่คงเหลือในระบบจะถูกกำจัดจนเกือบหมดในช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ ส่วนไนไตรต์กลับพบว่ามีค่าเพิ่มขึ้นในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ โดยปริมาณไนไตรต์มีค่าเพิ่มสูงขึ้นจากน้ำเสียที่เข้าระบบฯ และมีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 115 มก.ไนไตรต์-ไนโตรเจน/ลิตร แต่ไนไตรต์จะลดลงอย่างรวดเร็วในช่องที่ 2 และถูกกำจัดจนหมดในช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์ และผลการวิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียในระยะที่ III กลับพบว่ามีค่าแตกต่างจากระยะที่ II เช่นเดียวกัน กล่าวคือ พบปริมาณแอมโมเนียเกิดขึ้นเพียง 20 มก./ลิตร ในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ โดยมีปริมาณลดลงเพียงเล็กน้อยในช่องถัดๆ ไป



รูปที่ 4.16 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรท ไนไตรท์ แอมโมเนีย และซีโอดีในถังปฏิกรณ์เอป็อาร์



รูปที่ 4.17 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนไตรท์ และไนโตรเจนทั้งหมดในถังปฏิกรณ์เอป็อาร์

ตารางที่ 4.4 *ค่าเฉลี่ยของซีโอดี ไนเตรต ไนไตรต์ แอมโมเนีย ซัลเฟต และซัลไฟด์ในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปปีอาร์จาก 3 ระยะเวลา

ระยะ	พารามิเตอร์	น้ำเสียเข้าระบบ	ช่องที่ 1	ช่องที่ 2	ช่องที่ 3	ช่องที่ 4	น้ำทิ้งจากระบบ	
ระยะที่ I COD/NOx-N = 1.95 ± 0.06 (Fe³⁺ : COD = 0.02)	ซีโอดีละลายน้ำ	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)	899 ± 47	454 ± 133	152 ± 59	141 ± 58	136 ± 39	172 ± 56
	ไนเตรต	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	342 ± 35	254 ± 26	221 ± 38	222 ± 44	212 ± 42	204 ± 29
	ไนไตรต์	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	119 ± 10	105 ± 22	107 ± 26	102 ± 30	101 ± 34	96 ± 33
	แอมโมเนีย	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
	ซัลเฟต	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	1170 ± 101	1163 ± 91	1157 ± 99	1157 ± 98	1164 ± 91	1157 ± 99
	ซัลไฟด์	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
ระยะที่ II COD/NOx-N = 4.61 ± 0.36 (Fe³⁺ : COD = 0.02)	ซีโอดีละลายน้ำ	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)	2462 ± 102	850 ± 64	554 ± 80	345 ± 74	247 ± 96	194 ± 56
	ไนเตรต	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	436 ± 19	38 ± 18	25 ± 12	21 ± 15	13 ± 4	8 ± 5
	ไนไตรต์	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	100 ± 26	2 ± 2	ND.	ND.	ND.	ND.
	แอมโมเนีย	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	ND.	73 ± 5	69 ± 4	63 ± 5	52 ± 5	45 ± 6
	ซัลเฟต	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	985 ± 32	983 ± 30	770 ± 55	600 ± 78	554 ± 76	670 ± 68
	ซัลไฟด์	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	ND.	ND.	11 ± 6	20 ± 5	23 ± 8	11 ± 5
ระยะที่ III COD/NOx-N = 5.24 ± 0.38 (Fe³⁺ : COD = 0.10)	ซีโอดีละลายน้ำ	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)	2701 ± 152	2116 ± 282	1122 ± 264	593 ± 248	160 ± 52	157 ± 87
	ไนเตรต	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	465 ± 37	287 ± 36	55 ± 50	16 ± 11	8 ± 6	4 ± 2
	ไนไตรต์	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	52 ± 11	115 ± 11	11 ± 25	ND.	ND.	ND.
	แอมโมเนีย	ความเข้มข้น (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	ND.	19 ± 12	17 ± 8	20 ± 12	18 ± 15	16 ± 12
	ซัลเฟต	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	1060 ± 115	1060 ± 115	874 ± 129	310 ± 90	139 ± 18	260 ± 107
	ซัลไฟด์	ความเข้มข้น (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	ND.	1 ± 3	11 ± 17	108 ± 24	92 ± 30	34 ± 8

หมายเหตุ: * เป็นค่าเฉลี่ย ± ความคลาดเคลื่อนมาตรฐานจากผลการวิเคราะห์จำนวน 5 ข้อมูล

ND. = Not Detectable

N/A = Not Analysis

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริกไอออนต่ำ ก่อให้เกิดกระบวนการสร้างแอมโมเนียหรือดีเอ็นอาร์เอมากกว่าภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริกไอออนสูง โดยคิดเป็นสัดส่วนของการเกิดแอมโมเนียเฉลี่ยเท่ากับ 14 และ 4 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณไนเตรตและไนไตรต์ทั้งหมดของระยะที่ II และ III ตามลำดับ แม้ว่ากลไกที่แท้จริงของเฟอร์ริกไอออนที่ไปส่งผลกระทบต่อการแข่งขันระหว่างกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะยังไม่สามารถสรุปได้แน่ชัด แต่คาดว่าน่าจะเป็นผลของการยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเนื่องจากการขาดธาตุเหล็กซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญของเอนไซม์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ดังนั้นจึงอาจส่งผลให้แบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ สามารถเจริญเติบโตแข่งขันในการแย่งชิงสับสเตรตได้ เพราะกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเกิดจากการทำงานของแบคทีเรียคนละกลุ่ม (Tiedje, 1988)

เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของไนไตรต์ในระยะที่ II และระยะที่ III พบว่า ภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริกไอออนสูงกลับพบการเพิ่มขึ้นของไนไตรต์ในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ แต่สามารถถูกกำจัดได้ทั้งหมดในช่องถัดๆ ไป ซึ่งการเพิ่มขึ้นแล้วลดลงในลักษณะเช่นนี้แสดงให้เห็นว่าไม่ได้เป็นผลมาจากปริมาณซีโอไลท์ที่ไม่เพียงพอ แต่น่าจะเกิดจากความไม่สมดุลกันของอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาระหว่างไนเตรตรีดักชันและไนไตรตรีดักชัน (2 ขั้นตอนย่อยของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน) ซึ่งโดยปกติแล้วขั้นตอนไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาสูงกว่าไนไตรตรีดักชัน สอดคล้องกับงานวิจัยของ Glass และ Silverstein (1999) ที่ทดลองบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรตเข้มข้นสูงด้วยระบบแบบ SBRs แล้วพบว่ามีการสะสมตัวของไนไตรต์ในช่วงแรกของการเดินระบบฯ และถูกกำจัดไปได้ทั้งหมดภายหลัง และผู้วิจัยยังได้กล่าวอ้างว่าปริมาณการสะสมตัวของไนไตรต์จะเพิ่มขึ้นตามค่าพีเอชของระบบฯ ที่สูงขึ้น นอกจากนี้การสะสมตัวของไนไตรต์อาจอธิบายได้ในแง่ความหลากหลายของกลุ่มประชากรแบคทีเรียในระบบฯ เนื่องจากมีแบคทีเรียหลายกลุ่มที่เติบโตร่วมกันในสถานะแอนแอโรบิก โดยบางกลุ่มสามารถใช้ไนเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้ แต่ไม่สามารถใช้ไนไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอน เนื่องจากความสามารถในการสร้างเอนไซม์เพื่อใช้ไนไตรต์เป็นสารรับอิเล็กตรอนนั้นเป็นความสามารถเฉพาะกลุ่มแบคทีเรียดีไนทริฟายเออร์ที่แท้จริงเท่านั้น ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้ว่ากลุ่มประชากรแบคทีเรียในระบบของถังปฏิกรณ์ช่องที่ 1 ภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริกไอออนปริมาณสูงจะประกอบไปด้วยกลุ่มแบคทีเรียดีไนทริฟายเออร์และกลุ่มอื่นๆ ที่ใช้ในทรตในกระบวนการหายใจได้ (Nitrate respirator) ส่วนในช่องที่ 2 ของถังปฏิกรณ์ที่ไนไตรต์ถูกกำจัดไปได้ ก็น่าจะประกอบไปด้วยแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ที่แท้จริงเป็นกลุ่มเด่น

หากพิจารณาการสะสมตัวของไนโตรเจนในระยะเวลาที่ II ภายใต้สภาวะการเติมเฟอร์ริก ไอออนต่ำซึ่งพบว่าไม่มีการสะสมตัวเกิดขึ้นในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ เหตุผลหนึ่งที่น่ามาอธิบายผลการทดลองดังกล่าวได้ ก็คือ ไนโตรเจนสามารถถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียได้อย่างรวดเร็ว ตัวอย่างเช่น งานวิจัยของ Moura (1997) ที่กล่าวว่าอัตราเร็วของการเปลี่ยนไนโตรเจนไปเป็นแอมโมเนียในกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ นั้นมีค่าอัตราเร็วปฏิกิริยาสูงกว่าขั้นตอนการเปลี่ยนไนโตรเจนไปเป็นไนไตรต์ จึงอาจเป็นสาเหตุให้ไม่พบการสะสมตัวของไนโตรเจนในระยะเวลาที่ II นี้ นอกจากนี้ผลดังกล่าวก็มีความสอดคล้องกับงานวิจัยของ Barber และ Stuckey (2000) ซึ่งได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนโตรเจนเข้มข้นสูงด้วยระบบเอปียอร์แล้วพบว่ามีการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ แต่กลับไม่มีการสะสมตัวของไนโตรเจนเช่นเดียวกัน

เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตโดยรวมของช่วงการทดลองที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำและสูง (ตารางที่ 4.5) อาจกล่าวได้ว่ามีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน โดยระบบสามารถกำจัดไนเตรตได้เกือบ 100 เปอร์เซ็นต์ แต่ถ้าพิจารณาในแง่ของการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดจะพบว่าชุดการทดลองที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูงให้ประสิทธิภาพการกำจัดที่ดีกว่าเนื่องจากมีปริมาณแอมโมเนียเกิดขึ้นในระบบฯ เพียงเล็กน้อย

นั่นคือ ผลจากการทดลองแสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่าปริมาณเฟอร์ริกไอออนที่แตกต่างกันนั้นส่งผลต่อรูปแบบที่ต่างกันของกระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรตที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ กล่าวคือ กลไกในการสร้างพลังงานของแบคทีเรียโดยใช้ไนเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอน (Dissimilation) นั้นสามารถแบ่งออกได้เป็นสองรูปแบบตามผลิตภัณฑ์สุดท้ายที่ได้ คือ กระบวนการดีไนทริฟิเคชันซึ่งได้ผลิตภัณฑ์เป็นก๊าซไนโตรเจน และกระบวนการดีเอ็นอาร์เอซึ่งได้ผลิตภัณฑ์เป็นแอมโมเนีย และเนื่องจากกลไกการเกิดกระบวนการทั้งสองรูปแบบนี้มีความแตกต่างกันอย่างชัดเจนในแง่ของกลุ่มแบคทีเรีย ดังนั้นปริมาณการเติมเฟอร์ริกไอออนซึ่งจัดว่าเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับการสร้างเอนไซม์ที่ดำหรือไม่เพียงพออาจส่งผลให้ความสามารถในการแข่งขันแย่งชิงการใช้สับสเตรตของแบคทีเรียบางกลุ่มด้อยลงไป

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.5 *ค่าเฉลี่ยร้อยละประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ในเทรต ไนโตรเจนทั้งหมด และซัลเฟต ในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปอาร์จาก 3 ระยะเวลา

ระยะเวลา	ประสิทธิภาพการกำจัด	น้ำเสียเข้าระบบ	ช่องที่ 1	ช่องที่ 2	ช่องที่ 3	ช่องที่ 4	น้ำทิ้งออกระบบ
ระยะที่ I COD/NOx-N = 1.95 ± 0.06 (Fe³⁺: COD = 0.02)	ซีโอดี	0	49 ± 16	83 ± 6	84 ± 6	85 ± 5	81 ± 5
	ไนเตรต	0	26 ± 3	36 ± 5	36 ± 7	38 ± 6	40 ± 5
	ไนโตรเจนทั้งหมด	0	22 ± 5	29 ± 7	30 ± 9	32 ± 8	35 ± 8
	ซัลเฟต	0	0	0	0	0	0
ระยะที่ II COD/NOx-N = 4.61 ± 0.36 (Fe³⁺: COD = 0.02)	ซีโอดี	0	65 ± 4	77 ± 4	86 ± 3	90 ± 4	92 ± 2
	ไนเตรต	0	91 ± 4	94 ± 3	95 ± 4	97 ± 1	98 ± 1
	ไนโตรเจนทั้งหมด	0	79 ± 4	82 ± 3	84 ± 2	88 ± 1	90 ± 1
	ซัลเฟต	0	0	22 ± 5	39 ± 6	44 ± 6	32 ± 6
ระยะที่ III COD/NOx-N = 5.24 ± 0.38 (Fe³⁺: COD = 0.10)	ซีโอดี	0	22 ± 6	59 ± 9	78 ± 8	94 ± 2	94 ± 3
	ไนเตรต	0	38 ± 9	88 ± 11	97 ± 3	98 ± 1	99 ± 1
	ไนโตรเจนทั้งหมด	0	18 ± 6	84 ± 13	93 ± 4	95 ± 3	96 ± 2
	ซัลเฟต	0	0	18 ± 4	71 ± 8	87 ± 3	75 ± 12

หมายเหตุ: * เป็นค่าเฉลี่ย ± ความคลาดเคลื่อนมาตรฐานจากผลการวิเคราะห์จำนวน 5 ข้อมูล

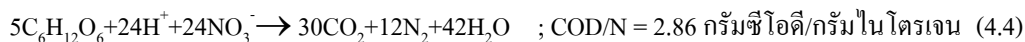
2) อัตราส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ต่อไนเตรตที่ถูกกำจัด

เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงค่าซีโอดีของระยะที่ II และระยะที่ III ดังกราฟรูปที่ 4.13 พบว่า ภายใต้สภาวะการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำปริมาณซีโอดีจะถูกใช้ไปอย่างรวดเร็วและมากกว่าภายใต้สภาวะการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูง โดยเมื่อคำนวณอัตราส่วนของปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้ต่อปริมาณไนเตรตที่ถูกกำจัดจะพบว่าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 4.0 และ 3.3 กรัมซีโอดี/กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนสำหรับระยะที่ II และ III ตามลำดับ โดยพบว่าในระยะที่ II ซึ่งคาดว่าจะเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ็นนั้นจะมีการใช้อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในปริมาณที่สูงกว่า ซึ่งสอดคล้องกับค่าที่คำนวณได้จากสมการเคมีเมื่อมีการใช้กลูโคสเป็นสารให้อิเล็กตรอน (Grady และคณะ, 1999) (โดยซีโอดีของกลูโคสเท่ากับ 1.06 กรัมซีโอดี/กรัมกลูโคส) ดังสมการต่อไปนี้

กระบวนการไนเตรดรีดักชัน



กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน



กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ



จากสมการจะเห็นได้ว่า กระบวนการที่เป็นการเปลี่ยนรูปไนเตรดเป็นเป็นแอมโมเนียมีอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรดสูงที่สุด ดังนั้นหากมีกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในระบบฯ ก็ย่อมเป็นไปได้ว่าอัตราส่วนซีไอดีที่ถูกใช้ต่อไนเตรดที่ถูกกำจัดจะสูงด้วยเช่นกัน และในทางตรงกันข้าม หากกระบวนการที่เกิดขึ้นในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์เป็นการเปลี่ยนรูปไนเตรดเป็นไนไตรต์อัตราส่วนของปริมาณซีไอดีที่ถูกใช้ต่อไนเตรดที่ถูกกำจัดก็จะลดลง ซึ่งผลการทดลองที่ได้ก็สอดคล้องกับเหตุผลข้างต้น ดังนั้นจึงอาจกล่าวได้ว่าการเติมเฟอร์ริกไอออนปริมาณสูงจะช่วยสนับสนุนให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดีกว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอ

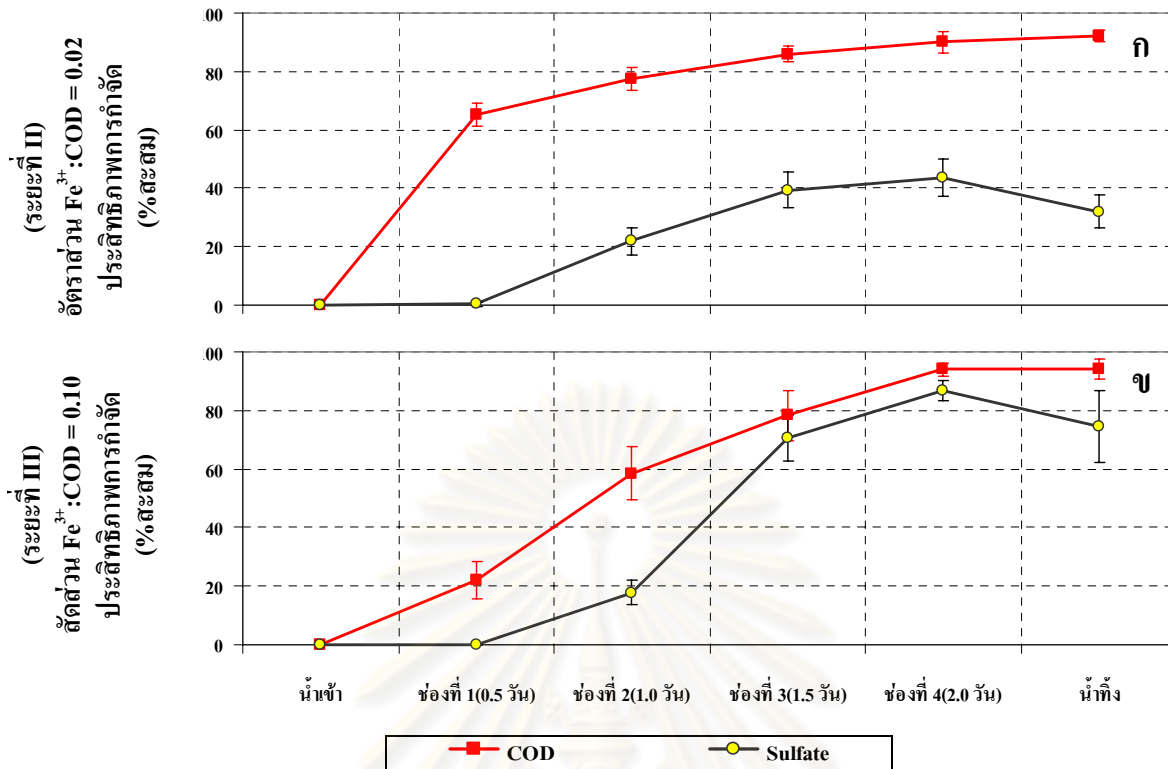
4.2.2 ผลต่อการกำจัดซัลเฟต

ปริมาณซัลเฟตที่ถูกกำจัดภายใต้สภาวะที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนแตกต่างกันมีความต่างกันอย่างชัดเจน (ดังรูปที่ 4.18) โดยในช่วงการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำ ซัลเฟตจะเริ่มถูกกำจัดได้ในช่องที่ 2 ของถังปฏิกรณ์คิดเป็นค่าเฉลี่ย 22 เปอร์เซ็นต์และเพิ่มขึ้นอีกเล็กน้อยตามลำดับในช่องถัดๆ ไป ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตโดยรวมที่เวลากักเก็บ 2 วัน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 44 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวใกล้เคียงและสอดคล้องกับค่าที่ได้จากชุดการทดลองที่ 2 ของช่วงการทดลองที่ 1 ที่ผ่านมา แต่เมื่อทำการปรับอัตราส่วนปริมาณเฟอร์ริกไอออนที่เติมลงในระบบฯ ให้มีค่าสูงขึ้น กลับพบว่าซัลเฟตสามารถถูกกำจัดได้มากขึ้นด้วย โดยการกำจัดเริ่มเกิดขึ้นในช่องที่ 2 ของถังปฏิกรณ์เช่นเดียวกัน และจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่องที่ 3 โดยพบว่าสามารถกำจัดซัลเฟตได้สูงถึง 83 เปอร์เซ็นต์ และเพิ่มขึ้นอีกจนมีค่าสูงสุดในช่องที่ 4 ของถังปฏิกรณ์ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตโดยรวมเฉลี่ยที่เวลากักเก็บ 2 วันเท่ากับ 87 เปอร์เซ็นต์ จากผลการทดลองซึ่งให้เห็นว่า ปริมาณเฟอร์ริกไอออนที่เติมเข้าไปในระบบฯ ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตด้วยเช่นเดียวกัน โดยเหตุผลที่คาดว่าจะเป็นนำมาใช้ประกอบการอธิบายประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่แตกต่างกันเมื่อทำการแปรอัตราส่วนการเติมเฟอร์ริกไอออนในระบบฯ ต่างกัน เป็นไปได้ 3 ประเด็น ดังนี้

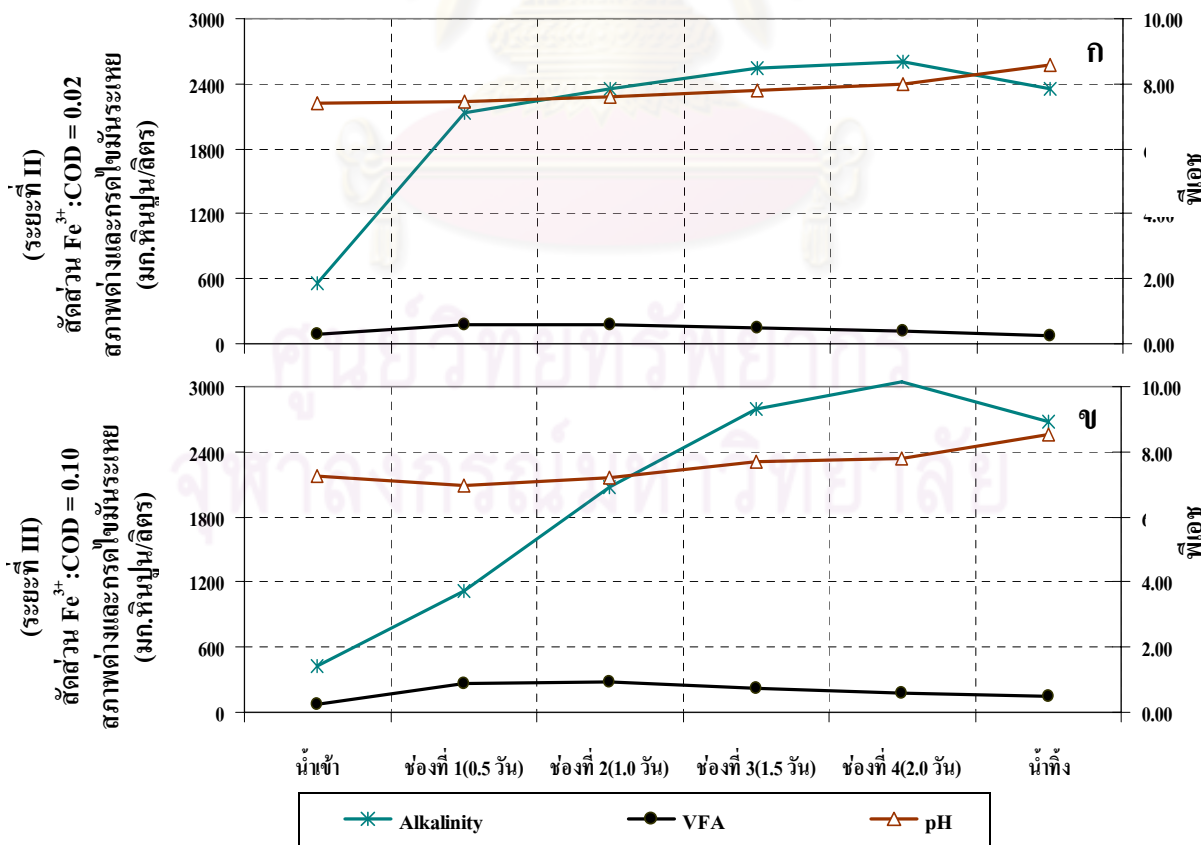
1. ปริมาณเฟอร์ริกไอออนมีผลโดยตรงต่อการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต เนื่องจากธาตุเหล็กสามารถตกตะกอนได้ดีในระบบที่มีค่าสภาพด่างสูงและ/หรือมีซัลไฟด์ในระบบ โดยพบว่าค่าคงที่การละลายของเฟอร์รัสไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe} \cdot (\text{OH})_2$) และเฟอร์รัสซัลไฟด์ (FeS) เท่ากับ 8.0×10^{-16} และ 6×10^{-19} ตามลำดับ (Sawyer และคณะ, 1994) ดังนั้นหากในระบบฯ มีปริมาณไอออนของธาตุเหล็กต่ำก็มีโอกาสที่จะส่งผลให้แบคทีเรียไม่สามารถดึงธาตุเหล็กมาใช้ได้ และนอกจากนี้ธาตุเหล็กยังเป็นองค์ประกอบที่สำคัญของเอนไซม์ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน (Barton และ Fauque, 2009) เช่น เฟอร์เรดอกซิน (Ferredoxins) ซึ่งทำหน้าที่ช่วยในการขนถ่ายอิเล็กตรอน การมีปริมาณไอออนของธาตุเหล็กไม่เพียงพอจึงอาจส่งผลยับยั้งกระบวนการกำจัดซัลเฟตได้

2) ปริมาณซีโอดีเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชัน โดยในระบบฯ ต้องมีค่าซีโอดีมากเพียงพอต่อการเกิดกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน จากผลการทดลองพบว่า ในช่วงที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูงมีปริมาณซีโอดีที่คงเหลือจากช่องที่ 2 ก่อนเข้าสู่ช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์เฉลี่ยเท่ากับ 1,122 มก.ซีโอดี/ลิตร ซึ่งสูงกว่าช่วงที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำที่มีค่าซีโอดีเพียง 554 มก./ลิตรเกือบเท่าตัว จึงอาจส่งผลให้อัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันในช่วงที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูงมีค่าสูงกว่าอย่างชัดเจน

3) ปัจจัยแวดล้อมต่างๆ ที่เกิดการเปลี่ยนแปลงภายในระบบฯ อาจส่งผลให้เกิดการยับยั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันได้ เช่น การเกิดขึ้นและสะสมตัวของปริมาณแอมโมเนียในช่วงที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำจะมีผลต่อทำให้เกิดความเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ นอกจากนี้การยับยั้งกระบวนการซัลเฟตรีดักชันยังอาจเกิดจากปัจจัยของค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสมได้อีกด้วย ซึ่งปัจจัยที่กล่าวมาอาจเป็นเพียงผลกระทบทางอ้อมของการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนที่ต่ำเกินไป



รูปที่ 4.18 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและซัลเฟตเมื่อแปรอัตราส่วนการเติมเฟอร์ริกไอออนต่างกัน



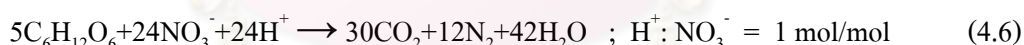
รูปที่ 4.19 การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช สภาพต่าง และกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์เอปียาร์

4.2.3 ปัจจัยแวดล้อมที่มีผลต่อการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต

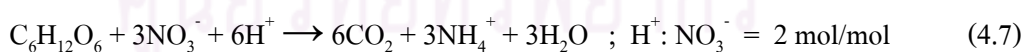
ผลต่อค่าพีเอช สภาพต่าง และกรดไขมันระเหย

การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช สภาพความเป็นต่าง และปริมาณกรดไขมันระเหยในแต่ละช่องของถังปฏิกรณ์เอปียาร์ภายใต้สภาวะที่มีการเติมเฟอร์ริกไอออนในระบบฯ ต่างกัน แสดงดังกราฟรูปที่ 4.19 และตารางที่ 4.5 พบว่า ค่าพีเอชของระบบฯ ในทั้งระยะของการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำและระยะของการเติมปริมาณสูงมีค่าที่ใกล้เคียงกัน ซึ่งเกิดจากกำลังบัฟเฟอร์ที่มีอยู่ในระบบฯ มีมากเพียงพอต่อปริมาณกรดอินทรีย์ที่เกิดขึ้น และเนื่องจากกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีเอ็นอาร์เอต่างก็เป็นกระบวนการที่สร้างสภาพต่างให้กับระบบ จึงทำให้ทั้งสองช่วงการเดินระบบมีค่าสภาพต่างเพิ่มขึ้น แต่เพิ่มขึ้นในปริมาณที่แตกต่างกันค่อนข้างชัดเจนกล่าวคือในช่วงที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำค่าสภาพต่างมีการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วตั้งแต่ในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ คิดเป็นค่าสภาพต่างที่เพิ่มขึ้นเฉลี่ยเท่ากับ 1,570 มก.หินปูน/ลิตร ซึ่งสูงกว่าช่วงที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูง ที่ระบบฯ สามารถผลิตสภาพต่างได้เฉลี่ยเพียง 700 มก.หินปูน/ลิตร ซึ่งค่าสภาพต่างที่เพิ่มขึ้นดังกล่าวยังช่วยสนับสนุนสมมุติฐานที่ว่าในระยะที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำมีกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้น เนื่องจากในกระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะมีการผลิตสภาพต่างได้มากกว่ากระบวนการไนเตรตรีดักชันและดีไนทริฟิเคชัน (Haandel และคณะ, 2006) ดังสมการที่ 4.6 ถึง 4.7 ซึ่งจะเห็นได้ว่า กระบวนการดีไนทริฟิเคชันใช้กรด (H^+) ต่อโมลไนเตรตน้อยกว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (2 ต่อ 1)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน



กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ



นอกจากนี้รูปแบบของการเปลี่ยนแปลงของค่าสภาพต่างในระบบฯ เมื่อเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนสูง แสดงให้เห็นว่าค่าสภาพต่างจะเพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วในช่องที่ 2 ของถังปฏิกรณ์ ซึ่งสอดคล้องกับผลการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์ เพราะเป็นช่วงเดียวกับที่ไนเตรตและไนไตรต์ถูกกำจัดอย่างรวดเร็วเช่นกัน ส่วนค่าสภาพต่างที่เพิ่มขึ้นในช่องที่ 3 ของถังปฏิกรณ์น่าจะเป็นผลมาจากกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน

ตารางที่ 4.6 *ค่าเฉลี่ยฟิโอส สภาพต่าง และกรดไขมันระเหยในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เอปอาร์ จาก 3 ระยะเวลา

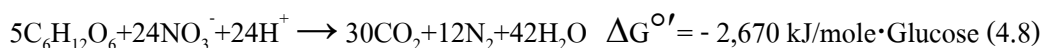
ระยะเวลา	พารามิเตอร์	น้ำเสีย เข้าระบบ	ช่องที่ 1	ช่องที่ 2	ช่องที่ 3	ช่องที่ 4	น้ำทิ้ง ออกระบบ
ระยะที่ I COD/NO _x -N = 1.95 ± 0.06	ฟิโอส	8.20	8.43	8.63	8.88	8.97	8.85
	กรดไขมัน	62 ± 4	64 ± 15	56 ± 15	58 ± 15	56 ± 11	68 ± 26
	สภาพต่าง	368 ± 23	961 ± 101	992 ± 43	928 ± 71	923 ± 69	968 ± 62
ระยะที่ II COD/NO _x -N = 4.61 ± 0.36	ฟิโอส	7.43	7.43	7.59	7.81	7.99	8.58
	กรดไขมัน	94 ± 38	171 ± 52	181 ± 33	140 ± 10	125 ± 46	73 ± 22
	สภาพต่าง	566 ± 255	2136 ± 121	2359 ± 121	2550 ± 273	2607 ± 254	2350 ± 213
ระยะที่ III COD/NO _x -N = 5.24 ± 0.38	ฟิโอส	7.25	6.95	7.23	7.68	7.80	8.53
	กรดไขมัน	71 ± 29	272 ± 47	286 ± 124	221 ± 92	178 ± 68	148 ± 74
	สภาพต่าง	424 ± 167	1125 ± 624	2073 ± 581	2792 ± 423	3046 ± 535	2679 ± 309

หมายเหตุ: * เป็นค่าเฉลี่ย ± ความคลาดเคลื่อนมาตรฐานจากผลการวิเคราะห์จำนวน 5 ข้อมูล

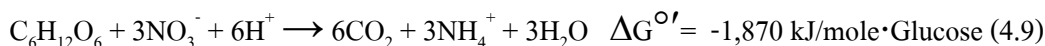
4.2.4 ผลของเฟอร์ริกไอออนต่อการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ

แม้ว่าผลการทดลองที่ได้จะชักนำให้เกิดข้อสันนิษฐานที่ว่ามีการกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เอปอาร์ภายใต้สภาวะที่มีการเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนต่ำ แต่ผลการทดลองดังกล่าวก็มีความขัดแย้งกับการกล่าวอ้างโดยทั่วไปของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ โดย Tiedje (1988) กล่าวว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอเป็นกระบวนการที่สามารถเกิดขึ้นได้ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ในปริมาณมาก แต่มีสารรีดิวซ์หรือไนเตรดในปริมาณที่ต่ำหรือขาดแคลน เช่น ในสภาวะไร้อากาศของชั้นตะกอนดินในทะเลสาบ หรือแม้แต่วัสดุบำบัดมลพิษแบบแอนแอโรบิก เนื่องจากในสภาวะปกติแล้วกระบวนการดีเอ็นอาร์เอในทริฟิเคชันควรที่จะเกิดขึ้นก่อน เพราะค่าอีลด์พลังงานที่แบคทีเรียได้รับเทียบต่อปริมาณของสารให้อิเล็กตรอนหรือสารอินทรีย์ของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอในทริฟิเคชันสูงกว่าอีลด์ที่ได้จากกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ดังแสดงในสมการ 4.8 และ 4.9 (Strohm และคณะ, 2007)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน



กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ



แต่เมื่อคำนวณค่าพลังงานที่ได้จากสมการเคมี โดยเทียบต่อปริมาณไนเตรตที่ถูกใช้กลับพบว่า ค่าพลังงาน ($\Delta G^{\circ'}$) ที่ได้จากกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเท่ากับ -556 และ -623 กิโลจูล/โมล-ไนเตรต ตามลำดับ (Strohm และคณะ, 2007) แสดงให้เห็นว่าในบางสภาวะกระบวนการดีเอ็นอาร์เอมีโอกาสที่จะเกิดขึ้นได้ก่อนหรือเกิดขึ้นพร้อมกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ดังนั้นอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจึงเป็นปัจจัยที่สำคัญในการกำหนดการเกิดปฏิกิริยาดีเอ็นอาร์เอและดีไนทริฟิเคชัน โดย Akunna และคณะ (1992) พบว่าที่อัตราส่วน COD/NO_x-N มากกว่า 53 กรัมซีโอดี/กรัมไนโตรเจน จะเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอขึ้นในระบบฯ โดยเป็นกระบวนการหลักในการเปลี่ยนรูปไนเตรต และในงานวิจัยของ Barber และ Stuckey (2000) ซึ่งได้ทดลองบำบัดไนเตรตด้วยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตประมาณ 24 มก.ซีโอดี/มก.ไนโตรเจน แต่อย่างไรก็ตามนอกจากปัจจัยของปริมาณสารอินทรีย์ที่กล่าวมาแล้วข้างอาจมีปัจจัยอื่นๆที่สามารถเป็นตัวกำหนดการเกิดปฏิกิริยาดีเอ็นอาร์เอได้อีกด้วย เช่น ปัจจัยด้านกลุ่มเชื้อแบคทีเรีย เนื่องจากแบคทีเรียที่เติบโตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเป็นคนละกลุ่มกัน โดยมีรายงานว่าแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์นั้นส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียในกลุ่มแฟคัลเททีฟแอโรบิก (Facultative aerobic bacteria) ที่สามารถดำรงชีพได้ดีในสภาวะที่มีออกซิเจนเช่น *Pseudomonas Alcaligenes Flavobacterium* และ *Paracoccus* ซึ่งต่างจากแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกระบวนการดีเอ็นอาร์เอที่ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียกลุ่มแอนแอโรบิกที่มีความสามารถในการใช้กระบวนการหมัก (Fermentation) แม้ว่าในสภาวะปกติแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จะเติบโตเร็วกว่าแบคทีเรียกลุ่มดีเอ็นอาร์เอ แต่ก็มีรายงานในงานวิจัยของ Strohm และคณะ (2007) ที่ได้ศึกษาเปรียบเทียบอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียระหว่างกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ (*Paracoccus denitrificans* และ *Pseudomonas stutzeri*) และแบคทีเรียกลุ่มดีเอ็นอาร์เอ (*Wolinella succinogenes* และ *Sulfurospirillum delayianum*) แล้วพบว่าในสภาวะที่มีสารรับอิเล็กตรอนจำกัด อัตราการเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มดีเอ็นอาร์เอสูงกว่ากลุ่มดีไนทริฟายเออร์ถึงสองเท่าเมื่อใช้ฟอร์มเมต (Formate) เป็นสารให้อิเล็กตรอน นอกจากนี้ยังมีรายงานโดยทั่วไปเกี่ยวกับกลุ่มแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่มีความสามารถในการใช้ไนเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนและสร้างแอมโมเนีย ตัวอย่างเช่น *Clostridium Desulfovibrio desulfuricans* และ *Desulfovibrio gigas* เป็นต้น (Barton และ Fauque, 2009)

เนื่องจากในชุดการทดลองนี้ได้ใช้ตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นจากถังหมักเศษผักและผลไม้ ซึ่งคาดว่าน่าจะประกอบไปด้วยเชื้อแบคทีเรียกลุ่มไร้อากาศหรือแอนแอโรบิกเกือบทั้งหมด และประกอบกับการเริ่มต้นเดินระบบฯ ด้วยสถานะที่ไม่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มดีในทรียาเออร์ เช่น การมีปริมาณธาตุเหล็กที่ไม่เพียงพอที่อาจส่งผลให้แบคทีเรียที่เป็นกลุ่มดั้งเดิมหรือกลุ่มแอนแอโรบิกสามารถเติบโตแข่งขันกับแบคทีเรียกลุ่มดีในทรียาเออร์ได้ ทำให้สามารถเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอควบคู่กับกระบวนการดีในทรียาเออร์ในระบบฯ โดยจากผลการทดลองทั้งหมดแสดงให้เห็นว่าปัจจัยของสารอาหารที่จำเป็น คือ ไอออนธาตุเหล็กอาจมีความสำคัญมากกว่าปัจจัยทางด้านเทอร์โมไดนามิกส์อื่นๆ เมื่อกลุ่มแบคทีเรียเริ่มต้นเป็นกลุ่มแอนแอโรบิก เนื่องจากการขาดธาตุอาหารที่สำคัญย่อมนำไปสู่การยับยั้งกระบวนการดีในทรียาเออร์ต่างๆ ได้ แม้ว่าในผลการทดลองนี้จะไม่สามารถแสดงให้เห็นถึงปริมาณความต้องการเฟอร์ริกไอออนที่แน่นอนของระบบฯ ได้ แต่ก็สามารถกล่าวได้ว่ากระบวนการบำบัดในเทรตและซัลเฟตเข้มข้นสูงมีความต้องการปริมาณธาตุอาหารมากกว่าระบบแอนแอโรบิกโดยทั่วไป



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

งานวิจัยนี้ได้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง คือ ช่วงแรกเป็นการศึกษาพฤติกรรมของถังปฏิกรณ์เอปิวาร์ในการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ โดยทำการแปรเปลี่ยนค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต (COD/NO₃-N) ในน้ำเสียก่อนเข้าระบบจำนวน 3 ค่า ซึ่งแต่ละค่าเป็นตัวแทนของอัตราส่วนที่น้อยกว่า พอดี และมากเกินไปเมื่อเทียบกับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนในปริมาณที่ต้องการตามสมการเคมี และในช่วงการทดลองที่ 2 เป็นการเดินระบบต่อเนื่องจากช่วงการทดลองที่ 1 เพื่อศึกษาถึงผลของปริมาณธาตุเหล็กซึ่งเติมในรูปเฟอร์ริกไอออน (Fe³⁺) ที่มีต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและซัลเฟตรีดักชันที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เอปิวาร์ โดยทำการแปรเปลี่ยนค่าอัตราส่วนเฟอร์ริกไอออนต่อซีโอดี (Fe³⁺: COD) ที่แตกต่างกัน 2 ค่า คือ 0.02 และ 0.10 มิลลิกรัมเหล็กต่อกรัมซีโอดี ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่แนะนำสำหรับระบบไร้อากาศทั่วไปและอัตราส่วนที่คาดว่ามากเกินไปสำหรับระบบบำบัดไร้อากาศโดยไม่ทำให้เกิดความเป็นพิษต่อระบบผลการทดลองที่ได้สามารถสรุปได้ดังนี้

1. การเดินระบบบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟตความเข้มข้นสูงด้วยถังปฏิกรณ์เอปิวาร์ให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตดีที่สุดเมื่อใช้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน (ไนเตรตและไนไตรต์) (COD/NO_x-N) เฉลี่ยเท่ากับ 5.49 ± 0.62 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน โดยให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟตเท่ากับ 100 และ 48 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับที่เวลากักเก็บ 2 วัน โดยพบว่าการกำจัดไนเตรตจะเกิดขึ้นสูงสุดในช่องที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ที่เวลากักเก็บ 0.5 วัน ส่วนการกำจัดซัลเฟตจะเกิดขึ้นหลังจากไนเตรตถูกกำจัดจนเกือบหมดหรือมีความเข้มข้นของไนเตรตและไนไตรต์ต่ำเท่านั้นซึ่งเป็นไปตามปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์ของปฏิกิริยา

2. การเดินระบบบำบัดน้ำเสียด้วยค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N เฉลี่ยเท่ากับ 1.43 ± 0.23 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน ไนเตรตจะถูกกำจัดได้เฉลี่ย 29 เปอร์เซ็นต์และพบการสะสมของไนไตรต์ในระบบฯ โดยที่ค่าอัตราส่วนนี้ระบบฯ ไม่สามารถกำจัดซัลเฟตได้

3. การเดินระบบบำบัดน้ำเสียด้วยค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N เฉลี่ยเท่ากับ 10.37 ± 0.74 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจนจะสามารถกำจัดไนเตรตได้ดีเช่นเดียวกับชุดการทดลองที่ใช้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 5.49 ± 0.62 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน แต่ให้ประสิทธิภาพการ

กำจัดซัลเฟตต่ำกว่า 10 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการเติมปริมาณซีโอดีเพื่อกำจัดไนเตรตและซัลเฟตที่มากเกินไปอาจไม่ส่งผลดีต่อระบบฯ

4. ปริมาณเฟอร์ริกไอออนส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต โดยการเติมเฟอร์ริกไอออนที่อัตราส่วนต่ำ ($\text{Fe}^{3+} : \text{COD} = 0.02$ มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี) และมีค่าอัตราส่วน COD/NOx-N เฉลี่ยเท่ากับ 4.61 ± 0.63 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน สามารถกำจัดไนเตรตได้มากกว่า 91 เปอร์เซ็นต์ และกำจัดซัลเฟตได้ 44 เปอร์เซ็นต์ แต่เมื่อเติมเฟอร์ริกไอออนที่อัตราส่วนสูง ($\text{Fe}^{3+} : \text{COD} = 0.10$ มก.เหล็ก/กรัมซีโอดี) จะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตได้สูงขึ้นเป็น 87 เปอร์เซ็นต์ โดยยังคงได้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตดีเช่นเดิม

5. การเติมเฟอร์ริกไอออนที่อัตราส่วนต่ำส่งผลให้กระบวนการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้นเป็นการเปลี่ยนไนเตรตเป็นแอมโมเนียด้วยกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ทำให้ค่าทีเคเอ็นของน้ำทิ้งมีโอกาสเกินมาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรม แต่เมื่อเติมปริมาณเฟอร์ริกไอออนที่อัตราส่วนสูงจะช่วยส่งเสริมการเกิดกระบวนการดีไนริฟิเคชันในระบบฯ แสดงให้เห็นว่าปริมาณเฟอร์ริกไอออนเป็นตัวกำหนดรูปแบบของกระบวนการบำบัดไนเตรตที่เกิดขึ้นในระบบฯ

จากผลการวิจัยทั้งหมดที่กล่าวมาสามารถสรุปได้ว่า การเติมปริมาณซีโอดีเพื่อจุดประสงค์ของการบำบัดน้ำเสียที่มีทั้งไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูงนั้นจะต้องคำนึงถึงค่าอัตราส่วนซีโอดีที่พอเหมาะต่อการบำบัดฯ เพื่อให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุด และมีปริมาณซีโอดีหลงเหลือในน้ำทิ้งต่ำที่สุด นอกจากนี้ยังต้องให้ความสำคัญกับการเติมธาตุอาหารที่จำเป็นในระบบฯ เช่น ธาตุเหล็ก เพราะเป็นปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลต่อการทำงานของระบบฯ ที่ไม่ควรมองข้าม

5.2 ข้อเสนอแนะ

ผลการทดลองจากงานวิจัยนี้แสดงให้เห็นว่ากลไกการทำงานของกระบวนการทางชีวภาพสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูงนั้นมีความซับซ้อนเป็นอย่างมาก เนื่องจากมีปัจจัยต่างๆ มากมายที่สามารถส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพและการทำงานของแบคทีเรียแต่ละกลุ่ม ซึ่งความรู้ที่ได้จากงานวิจัยนี้สามารถตอบประเด็นปัญหาต่างๆ ในแง่ทางทฤษฎีได้ตามวัตถุประสงค์ แต่อย่างไรก็ตามด้วยขอบเขตของงานวิจัยและข้อจำกัดด้านเวลาในการทำการทดลอง ทำให้มีข้อสงสัยอีกหลายประเด็นที่ยังไม่สามารถหาคำตอบได้ เช่น การเดินระบบบำบัดกับน้ำเสียจริงจากภาคอุตสาหกรรมจะให้ผลที่แตกต่างกับงานวิจัยนี้หรือไม่ อย่างไร หรือประเด็นปัญหาที่ว่ายังมีปัจจัยแวดล้อมอื่นๆ ที่ส่งผลต่อกระบวนการบำบัดอีกหรือไม่ เป็นต้น ซึ่งผู้วิจัยมีความเห็นว่าประเด็นปัญหาเหล่านี้ล้วนแล้วแต่มีความน่าสนใจในการทำการศึกษาค้นคว้าเพื่อเป็นการพัฒนาทั้งความรู้เชิงวิศวกรรมและ/หรือความรู้เชิงวิทยาศาสตร์ โดยตัวอย่างประเด็นที่ควรศึกษาประกอบไปด้วย

1. การศึกษาการเดินระบบบำบัดเอปาร์กับน้ำเสียจริงจากภาคอุตสาหกรรมต่างๆ เช่น อุตสาหกรรมการเคลือบผิวโลหะ อุตสาหกรรมยา และอุตสาหกรรมผลิตปุ๋ยเคมี ซึ่งล้วนแล้วแต่มีองค์ประกอบของไนเตรตและซัลเฟตเข้มข้นสูงในน้ำเสีย และนอกจากนี้เนื่องจากองค์ประกอบของน้ำเสียจริงมักประกอบไปด้วยสารอื่นๆ อีกมากมาย เช่น โลหะหนักต่างๆ ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียหรือประสิทธิภาพของระบบฯ ดังนั้นการศึกษาคัดลอกกับน้ำเสียจริงย่อมทำให้สามารถออกแบบระบบฯ ได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น

2. การศึกษากลุ่มประชากรแบคทีเรียในช่วงเวลาต่างๆ และในช่องต่างๆ ของถังปฏิกรณ์ เนื่องจากกลุ่มของแบคทีเรียชนิดต่างกันก็จะให้ผลการบำบัดที่แตกต่างกัน ตัวอย่างเช่น การเปลี่ยนรูปของไนเตรต หากเกิดจากกลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Nitrate respirator ผลที่ได้ก็จะเป็นไนไตรต์หรือถ้าเกิดจากกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate reducing bacteria) ผลที่ได้ก็จะเป็นแอมโมเนีย แต่ถ้าอยากกำจัดไนเตรตโดยเปลี่ยนเป็นรูปก๊าซไนโตรเจนต้องใช้แบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ (Denitrifying bacteria) ดังนั้นลักษณะกลุ่มประชากรแบคทีเรียย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบฯ อย่างแน่นอน การเข้าใจการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มประชากรของแบคทีเรียในสถานะต่างๆ ย่อมทำให้การควบคุมระบบฯ ได้มีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

3. การเลือกแหล่งของเชื้อตะกอนจุลินทรีย์สำหรับการเริ่มต้นเดินระบบฯ ก็มีความสำคัญเช่นเดียวกัน ทั้งนี้เพราะเชื้อจากแหล่งต่างกันก็จะประกอบไปด้วยกลุ่มแบคทีเรียที่ต่างกัน เช่น ถ้าเชื้อตะกอนมาจากระบบบำบัดแอโรบิกหรือระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ก็มีแนวโน้มที่กลุ่มแบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นชนิดแอโรบิกแบคทีเรีย แต่ถ้าเชื้อตะกอนจากระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกหรือระบบไร้อากาศก็ย่อมมีแบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นแอนแอโรบิกแบคทีเรีย ดังนั้นการเลือกแหล่งเชื้อตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมก็น่าจะทำให้การเริ่มต้นเดินระบบฯ มีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

4. การศึกษาผลของธาตุเหล็กต่อกลไกการทำงานของแบคทีเรียควรมีการนำมาศึกษาต่อ ยอดทั้งในแง่ของปริมาณที่เหมาะสม หรือความสำคัญของธาตุเหล็กในระดับโมเลกุล เนื่องจากงานวิจัยนี้ยังไม่สามารถตอบข้อสงสัยได้อย่างชัดเจนว่า ปริมาณธาตุเหล็กที่เติมลงไปนั้น ไปอยู่ในรูปใดและส่งผลต่อกลไกการทำงานของแบคทีเรียมากน้อยเพียงใด เนื่องจากธาตุเหล็กมีความสำคัญต่อการทำงานของเอนไซม์ต่างๆ หลายชนิด แม้ว่าปริมาณความต้องการธาตุอาหารเหล่านี้จะเป็นปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม แต่การขาดธาตุอาหารที่จำเป็นย่อมส่งผลต่อการทำงานของแบคทีเรียเป็นอย่างมาก เช่น การยับยั้งกลไกการทำงานของแบคทีเรีย หรือการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรแบคทีเรียในระบบฯ

อย่างไรก็ตามยังมีองค์ความรู้ในแง่อื่นๆ อีกมากมายที่ไม่ได้กล่าวถึง ณ ที่นี้ ซึ่งต้องมีการพัฒนาองค์ความรู้อย่างต่อเนื่อง

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- มันสิน ตันทุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ตันทุลเวศม์. 2546. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. เล่มที่ 1. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: ศูนย์บริการวิชาการแห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ตันทุลเวศม์ และมันรักษ์ ตันทุลเวศม์. 2547. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ภาษาอังกฤษ

- Ahn, Y. H. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. Process Biochemistry. 41: 1709-1721.
- Akunna, J.C., Bizeau, C., and Moletta, R. (1992). Denitrification in anaerobic digesters: Possibilities and influence of wastewater COD/N-NOX ratio. Environmental Technology. 13(9): 825-836.
- Akunna, J. C., et al. (1993). Nitrate and Nitrite Reduction with Anaerobic Sludge Using Various Carbon Sources: Glucose, Glycerol, Acetic Acid and Methanol. Wat.Res. 27(8): 1303-1312.
- American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF) (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st edition.
- Barber, W.P., and Stuckey, D.C. (1999). The use of the Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for wastewater Treatment: A Review. Wat.Res. 33(7): 1559-1578.
- Barber, W.P., and Stuckey, D.C. (2000). Nitrogen Removal in a Modified Anaerobic Baffled Reactor (ABR):1. Denitrification. Wat.Res. 34(9): 2413-2422.
- Barker, D. J., and Stuckey, D. C. (1999). A Review of Soluble Microbial Products (SMP) in Wastewater Treatment Systems. Wat.Res. 33(14): 3063-3082.
- Barton, L.L., and Fauque, G.D. (2009). Biochemistry Physiology and Biotechnology of Sulfate-Reducing Bacteria. Advances in Applied Microbiology. Else vier Inc.: 41-98.

- Bitton, G. (2005). Wastewater Microbiology. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Cervantes, F.J., Rosa, D.A.D.I., and Gomez, J. (2001). Nitrogen removal from wastewater at low C/N ratios with ammonium and acetate as electron donors. Bioresource Technology. 79: 165-170.
- Elefsiniotis, P., and Wareham, D. G. (2007). Utilization patterns of volatile fatty acids in the denitrification reaction. Enzyme and Microbial Technology. 41(1-2): 92-97.
- Foglar, L., and Briski, F. (2003). Wastewater denitrification process-the influence of methanol and kinetic analysis. Process Biochemistry. 39: 95-103.
- Foglar, L., et al. (2005). High nitrate removal from synthetic wastewater with the mixed bacterial culture. Bioresource Technology. 96: 879-888.
- Gabaldón, C., Izquierdo, M., Martínez-Soria, V., Marzal, P., Peña-Roja, J.M., and Avarez-Hornos, F.J. (2007). Biological nitrate removal from wastewater of a metal-finishing industry. Journal of Hazardous Materials. 148: 485-490.
- Glass, C., and Silverstein, J. (1998). Denitrification Kinetics of High Nitrate Concentration Water: pH Effect on Inhibition and Nitrite Accumulation. Wat.Res. 32(3): 831-839.
- Haandel, A.C.V., Monroy, O., Celis, B., Rustrian, E., and Cervantes, F.J. (2006). Chapter 3 Principles of process design for industrial wastewater treatment systems. Advanced Biological Treatment Processes for Industrial Wastewaters: principles and applications. F.J. Cervantes, S.G. Pavlostathis, and A.C.V. Haandel, eds., IWA, Netherlands: 47-140.
- Lens, P. N. L., et al. (1997). Effect of staging on volatile fatty acid degradation in a sulfidogenic granular sludge reactor. Wat.Res. 32(4): 1178-1192.
- Lens, P.N.L., Visser, A., Janssen, A.J.H., and Pol, L.W.H. (1998). Biotechnological treatment of Sulfate-Rich Wastewaters. Environmental Science and Technology. 28(1): 41-88.
- Liamleam, W., and Annachhatre, A.P. (2007). Electron donors for biological sulfate reduction. Biotechnology Advances. 25(5): 452-463.
- Medigan, M.T., and Martinko, J.M. (2006). Brock Biology of Microorganisms. Pearson Education, Inc., United States of America.
- Mohan, S.B., Cole, J.A., Hermann, B., Stuart, J.F., and William, E.N. (2007). The Dissimilatory Reduction of Nitrate to Ammonia by Anaerobic Bacteria. Biology of the Nitrogen Cycle. H. Bothe, S.J. Ferguson, and W.E. Newton, eds., Elsevier, Amsterdam: 93-106.
- Moura, I., Bursakov, S., Costa, C., and Moura, J.J. G. (1997). Nitrate and Nitrite Utilization in Sulfate-Reducing Bacteria. Anaerobe. 3: 279-290.

- Moura, I., and Moura, J.J. (2001). Structural aspects of denitrifying enzymes. Chemical Biology. 5: 168-175.
- Muyzer, G., and Stams, A.J.M. (2008). The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. Nature Reviews Microbiology. 6: 441-454.
- O'Reilly, C., and Colleran, E. (2005). Toxicity of nitrite toward mesophilic and thermophilic sulphate-reducing, methanogenic and syntrophic populations in anaerobic sludge. J. Ind Microbiol Biotechnol. 32: 46-52.
- Patidar, S. K., and Tare, V. (2006). Effect of nutrients on biomass activity in degradation of sulfate laden organics. Process Biochemistry. 41: 489-495.
- Percheron, G., Bernet, N., and Moletta, R. (1999). Interactions between methanogenic and nitrate reducing bacteria during the anaerobic digestion of an industrial sulfate rich wastewater. FEMS Microbiology Ecology. 29: 341-350.
- Ruiz, G., Jeison, D., and Chamy, R. (2006). Development of denitrifying and methanogenic activities in USB reactors for the treatment of wastewater: Effect of COD/N ratio. Process Biochemistry. 41: 1338-1342.
- Sawyer, C.N., McCarty, P.L., and G.F., P. (1994). Chemistry for Environmental Engineering.
- Schiener, P., et al. (1998). Production of soluble microbial products (SMP) in an anaerobic baffled reactor: composition, biodegradability and the effect of process parameters. Environ. Technol. 19: 391-400.
- Speece, R.E. (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press: Nashville, Tennessee 37215.
- Strohm, T.O., Griffin, B., Zumft, W.G., and Schink, B. (2007). Growth Yields in Bacterial Denitrification and Nitrate Ammonification. Applied and Environmental Microbiology. 73(5): 1420-1424.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and Stensel, H.D. (2002). Wastewater Engineering-Treatment; Disposal and Reuse. Metcalf and Eddy Inc., New York.
- Tiedje, J.M. (1988). Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate reduction to ammonium. Biology of Anaerobic Microorganisms. A.J.B. Zehnder, ed., John Wiley & Sons, United States of America: 179-244.
- Tugtaz, A.E., and Pavlostathis, S.G. (2007). Effect of sulfide on nitrate reduction in mixed methanogenic cultures. Biotechnology and Bioengineering. 97(6): 1448-1459.

- Vossoughi, M., Shakeri, M., and Alemzadeh, I. (2003). Performance of anaerobic baffled reactor treating synthetic wastewater influenced by decreasing COD/SO₄ ratios. Chemical Engineering and Processing. 42: 811-816.
- Widdel, F. (1988). Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria Biology of Anaerobic Microorganisms. A.J.B. Zehnder, ed., John Wiley & Sons, United States of America: 469-585.
- Yamaguchi, T., et al. (1999). Process behavior of UASB Reactor treating a wastewater containing high strength sulfate. Water Research. 33(14): 3182-3190.
- Zumft, W.G. (1997). Cell Biology and Molecular Basis of Denitrification. Microbiology and Molecular Biology Reviews. 61(4) 533-616.





ภาคผนวก

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก ก

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 1

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
8/08/2550	135	น้ำเข้า	7.40	N/A	6.54	150	350	974	Err.	124	1134	N/A	ค่าไนเตรตที่วัดได้คลาดเคลื่อนอาจเกิดจาก Probe วัดไนเตรตชำรุด
	135	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.05	-154	6.22	850	250	231	Err.	99	1030	N/A	
	135	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.66	-159	6.24	875	245	209	Err.	95	1105	N/A	
	135	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.11	-168	6.36	925	225	266	Err.	98	1123	N/A	
	135	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.28	-170	6.45	975	230	160	Err.	99	1148	N/A	
	135	น้ำทิ้ง	8.64	-176	6.34	1100	200	185	Err.	83	1180	N/A	
16/08/2550	143	น้ำเข้า	8.10	N/A	6.35	75	325	986	349	135	1167	N/A	
	143	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.54	-149	6.15	850	320	250	215	150	1050	N/A	
	143	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.96	-150	6.10	1025	200	155	180	110	966	N/A	
	143	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.26	-158	6.00	1025	225	141	175	110	1005	N/A	
	143	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.36	-161	6.10	1025	225	157	164	125	1055	N/A	
	143	น้ำทิ้ง	8.68	-165	6.11	1025	175	209	155	136	1001	N/A	
24/08/2550	151	น้ำเข้า	5.42	N/A	6.47	150	340	855	250	160	1000	N/A	
	151	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.75	-153	6.20	950	320	217	151	92	1048	N/A	
	151	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.98	-146	6.30	1100	290	190	191	107	1069	N/A	
	151	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.36	-138	6.34	1200	225	190	125	134	1069	N/A	
	151	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.47	-126	6.20	1200	225	149	178	108	1026	N/A	
	151	น้ำทิ้ง	8.76	-127	6.15	1350	200	81	163	74	1073	N/A	
30/08/2550	157	น้ำเข้า	5.90	N/A	6.25	200	210	980	353	164	954	N/A	
	157	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.44	-68	6.37	950	200	470	245	145	1014	N/A	
	157	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.24	-154	6.18	1025	125	350	256	125	1037	N/A	
	157	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.47	-108	6.12	1200	175	300	240	120	785	N/A	
	157	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.52	-87	6.07	1250	120	210	205	115	1061	N/A	
	157	น้ำทิ้ง	8.90	-106	6.00	1300	125	130	165	95	1093	N/A	

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 1

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพล่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
6/09/2550	164	น้ำเข้า	6.77	N/A	6.46	350	208	882	435	185	1047	N/A	
	164	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.18	-55	6.24	850	170	247	367	150	905	N/A	
	164	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.50	-54	6.15	1100	200	190	326	140	1001	N/A	
	164	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.59	-50	6.16	1150	130	128	317	81	1039	N/A	
	164	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.78	-51	6.19	1250	205	106	252	60	1075	N/A	
	164	น้ำทิ้ง	9.04	-60	6.34	1250	170	43	239	81	1066	N/A	
13/09/2550	171	น้ำเข้า	6.98	N/A	6.15	300	250	896	323	168	1024	N/A	
	171	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.33	-106	6.24	950	295	213	150	155	985	N/A	
	171	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.65	-103	6.13	1000	240	189	135	146	953	N/A	
	171	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.01	-98	6.16	1025	190	153	123	150	989	N/A	
	171	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.40	-86	6.19	1150	170	96	102	150	957	N/A	
	171	น้ำทิ้ง	8.77	-71	6.34	1350	155	48	85	145	1027	N/A	
20/09/2550	178	น้ำเข้า	6.00	N/A	6.24	240	200	923	424	187	1001	N/A	
	178	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.91	-128	6.30	950	325	247	224	184	1002	N/A	
	178	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.18	-130	6.35	1250	225	125	210	174	1054	N/A	
	178	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.54	-127	6.43	1650	250	103	150	162	1039	N/A	
	178	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.13	-120	6.50	1650	200	115	135	151	1029	N/A	
	178	น้ำทิ้ง	8.64	-109	6.70	1700	175	70	128	110	1039	N/A	
27/09/2550	185	น้ำเข้า	5.71	N/A	6.31	350	230	700	371	145	1176	N/A	
	185	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.70	-43	5.99	890	200	490	285	153	1036	N/A	
	185	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.16	-41	5.94	960	175	144	235	124	1090	N/A	
	185	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.61	-39	5.95	1125	165	105	200	105	1088	N/A	
	185	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.13	-41	5.99	1125	125	86	198	100	1114	N/A	
	185	น้ำทิ้ง	8.64	-45	6.32	1230	105	65	180	52	880	N/A	

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 1

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพล่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
4/10/2550	192	น้ำเข้า	5.88	N/A	6.34	300	344	950	370	136	1137	N/A	
	192	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.91	-148	6.00	920	292	480	245	160	1169	N/A	
	192	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.18	-130	6.00	960	208	434	222	125	1110	N/A	
	192	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.54	-127	6.24	1000	188	137	221	115	1090	N/A	
	192	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.15	-127	6.35	1125	219	113	204	95	1193	N/A	
	192	น้ำทิ้ง	8.55	-119	6.59	1200	156	105	177	95	1219	N/A	
11/10/2550	199	น้ำเข้า	6.38	N/A	6.60	400	208	772	331	130	1220	N/A	
	199	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.80	-110	6.10	875	167	297	158	215	1122	N/A	
	199	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.90	-93	6.25	950	125	205	150	217	1079	N/A	
	199	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.08	-86	6.27	1000	167	196	140	210	1052	N/A	
	199	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.27	-78	6.32	1000	125	174	140	209	1117	N/A	
	199	น้ำทิ้ง	8.45	-85	6.59	1000	125	138	120	203	1148	N/A	
18/10/2550	206	น้ำเข้า	6.38	N/A	6.39	350	208	727	353	212	1156	N/A	
	206	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.10	-158	6.11	875	167	265	254	156	1203	N/A	
	206	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.14	-162	6.00	950	208	256	247	134	1225	N/A	
	206	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.26	-153	5.95	1025	125	230	230	125	1226	N/A	
	206	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.56	-167	5.93	1150	208	150	215	120	1223	N/A	
	206	น้ำทิ้ง	8.30	-113	5.82	1250	167	124	210	120	1206	N/A	
25/10/2550	213	น้ำเข้า	7.77	N/A	6.54	250	167	652	323	198	1051	N/A	
	213	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.91	-106	6.37	1125	167	351	145	120	1253	N/A	
	213	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.18	-103	6.18	1335	250	253	96	121	1303	N/A	
	213	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.13	-98	6.12	1335	250	151	89	57	1202	N/A	
	213	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.97	-86	6.07	1250	208	139	102	45	1166	N/A	
	213	น้ำทิ้ง	8.18	-71	6.23	1292	250	125	72	52	1210	N/A	

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 1

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพค่า (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
29/10/2550	217	น้ำเข้า	5.80	N/A	6.37	200	275	623	345	154	1282	N/A	
	217	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.20	-108	6.15	1000	200	151	217	120	1276	N/A	
	217	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.83	-108	6.10	1275	175	115	249	130	1298	N/A	
	217	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.29	-124	6.01	1500	200	86	245	160	1292	N/A	
	217	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.29	-115	5.96	1400	175	108	260	120	1316	N/A	
	217	น้ำทิ้ง	8.43	-110	6.11	1350	175	86	245	175	1326	N/A	
1/11/2550	220	น้ำเข้า	6.35	N/A	6.35	250	375	671	322	212	1158	N/A	
	220	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.96	-103	5.99	850	150	216	254	156	1158	N/A	
	220	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.93	-100	5.94	1200	150	177	230	120	1158	N/A	
	220	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.91	-101	5.95	1225	125	125	238	175	1137	N/A	
	220	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.03	-100	5.99	1225	150	89	228	162	1178	N/A	
	220	น้ำทิ้ง	8.38	-108	6.32	1250	150	55	225	152	1220	N/A	
6/11/2550	225	น้ำเข้า	6.16	N/A	6.37	250	350	711	353	212	1178	N/A	
	225	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.77	-108	6.15	1125	225	201	254	176	1178	N/A	
	225	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.82	-108	6.10	1200	200	146	256	124	1096	N/A	
	225	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.78	-124	6.01	1225	175	77	240	75	992	N/A	
	225	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.98	-115	5.96	1250	150	62	235	62	1034	N/A	
	225	น้ำทิ้ง	8.21	-110	6.11	1325	125	41	200	52	1075	N/A	
8/11/2550	227	น้ำเข้า	6.89	N/A	6.37	400	325	772	313	174	1106	N/A	
	227	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.87	-115	6.15	650	200	399	250	184	1154	N/A	
	227	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.82	-94	6.10	1050	225	268	276	153	1107	N/A	
	227	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.77	-95	6.01	1100	150	127	319	74	1122	N/A	
	227	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.98	-88	5.96	1150	175	110	319	67	1090	N/A	
	227	น้ำทิ้ง	8.35	-95	6.11	1250	125	43	310	28	1257	N/A	

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 1

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพล่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
12/11/2550	231	น้ำเข้า	5.39	N/A	6.77	200	225	463	250	176	1157	N/A	
	231	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.88	-95	6.40	650	275	221	200	145	1170	N/A	
	231	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.98	-109	6.31	1100	300	185	235	104	1094	N/A	
	231	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.93	-125	6.18	1200	225	141	257	103	1031	N/A	
	231	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.94	-121	6.10	1225	275	108	228	102	1087	N/A	
	231	น้ำทิ้ง	8.28	-128	6.19	1225	200	50	180	59	1188	N/A	
15/11/2550	234	น้ำเข้า	6.33	N/A	6.97	200	450	791	350	126	1221	N/A	
	234	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.35	-96	6.60	1050	325	273	186	129	1246	N/A	
	234	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.01	-92	6.54	1150	225	221	181	126	1206	N/A	
	234	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.05	-90	6.53	1200	250	182	212	122	1158	N/A	
	234	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.21	-90	6.40	1200	200	149	220	120	1049	N/A	
	234	น้ำทิ้ง	8.52	-97	6.55	1250	175	105	229	118	1184	N/A	
19/11/2550	238	น้ำเข้า	6.47	N/A	6.34	225	300	719	312	181	1000	N/A	
	238	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.67	-98	6.00	650	175	286	257	162	983	N/A	
	238	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.40	-102	6.01	1125	200	156	235	129	956	N/A	
	238	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.89	-108	6.27	1150	175	153	257	131	956	N/A	
	238	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.21	-116	6.42	1175	250	163	228	146	915	N/A	
	238	น้ำทิ้ง	8.41	-118	6.59	1150	175	139	272	117	1072	N/A	
23/11/2550	242	น้ำเข้า	5.76	N/A	6.34	275	350	890	337	170	1085	N/A	
	242	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.53	-90	6.00	975	225	354	254	145	1098	N/A	
	242	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.82	-95	6.01	1075	225	175	249	104	1026	N/A	
	242	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.91	-100	6.27	1100	225	161	244	103	967	N/A	
	242	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.08	-108	6.42	1100	225	182	230	102	1019	N/A	
	242	น้ำทิ้ง	8.50	-110	6.59	1175	200	120	230	59	1114	N/A	

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 1

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพล่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
26/11/2550	245	น้ำเข้า	5.79	N/A	6.34	225	325	755	353	212	1081	N/A	
	245	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.91	-90	6.00	1000	325	139	250	156	1067	N/A	
	245	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.23	-95	6.01	1150	200	132	263	120	1081	N/A	
	245	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.84	-100	6.27	1275	225	161	361	75	1148	N/A	
	245	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.81	-108	6.42	1150	225	158	287	162	1130	N/A	
	245	น้ำทิ้ง	8.97	-110	6.59	1200	175	89	221	52	1089	N/A	
29/11/2550	248	น้ำเข้า	6.35	N/A	6.60	250	350	803	349	198	1196	N/A	
	248	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.19	-97	6.15	825	200	307	288	120	1203	N/A	
	248	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.28	-80	6.16	900	200	149	288	121	1099	N/A	
	248	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.45	-77	6.19	950	75	103	387	57	1070	N/A	
	248	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.70	-69	6.32	950	125	86	322	45	1107	N/A	
	248	น้ำทิ้ง	8.93	-65	6.59	975	125	96	277	52	1079	N/A	
3/12/2550	252	น้ำเข้า	6.44	N/A	6.61	275	450	791	350	174	1110	N/A	
	252	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.26	-160	6.24	1050	250	230	250	184	1030	N/A	
	252	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.23	-159	6.13	1200	150	153	276	121	967	N/A	
	252	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.25	-153	6.16	1200	150	105	319	74	1050	N/A	
	252	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.44	-137	6.19	1225	150	82	300	51	1046	N/A	
	252	น้ำทิ้ง	8.91	-132	6.49	1325	250	58	310	28	1113	N/A	
7/12/2550	256	น้ำเข้า	7.22	N/A	6.68	400	425	676	353	212	1178	N/A	
	256	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.93	-140	6.27	1100	200	223	287	176	1164	N/A	
	256	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.18	-140	6.23	1100	175	155	263	124	1089	N/A	
	256	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.99	-137	6.22	1150	165	98	381	75	1070	N/A	
	256	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.28	-128	6.26	1150	125	88	287	62	1068	N/A	
	256	น้ำทิ้ง	8.60	-126	6.46	1175	100	80	221	52	1102	N/A	

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดทดลองที่ 2

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอไซด์ละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
8/08/2550	135	น้ำเข้า	7.61	N/A	6.35	200	255	2865	Err.	120	1101	ND.	ค่าไนเตรดที่ วัดได้ คลาดเคลื่อน อาจเกิด จาก Probe วัด ไนเตรดซ้ำ
	135	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.88	-338	6.03	1025	575	1583	Err	17	1007	ND.	
	135	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.42	-364	5.89	1750	275	1127	Err	12	889	11	
	135	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.64	-365	5.76	2500	225	325	Err	ND.	950	23	
	135	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.84	-358	5.23	2350	200	166	Err	ND.	850	26	
	135	น้ำทิ้ง	8.64	-320	5.64	2300	215	146	Err	ND.	795	15	
16/08/2550	143	น้ำเข้า	8.07	N/A	6.80	75	350	2785	426	115	1007	ND.	ไนเตรดซ้ำ
	143	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.20	-360	6.40	1050	850	1522	74	23	1007	ND.	
	143	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.71	-352	5.90	1500	500	536	35	17	935	5	
	143	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.28	-368	5.68	1700	350	204	22	ND.	725	23	
	143	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.39	-363	5.40	1700	250	125	7	ND.	715	27	
	143	น้ำทิ้ง	8.67	-341	5.34	1650	225	100	ND.	ND.	734	15	
24/08/2550	151	น้ำเข้า	5.50	N/A	6.80	100	375	2756	380	141	941	ND.	
	151	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.76	-225	6.58	1500	625	1378	70	39	941	ND.	
	151	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.42	-349	6.10	2400	475	421	25	8	733	14	
	151	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.76	-371	5.70	2550	325	285	15	ND.	638	27	
	151	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.13	-356	5.64	2300	250	217	9	ND.	625	23	
	151	น้ำทิ้ง	8.68	-349	5.85	2100	250	154	6	ND.	636	20	
30/08/2550	157	น้ำเข้า	5.47	N/A	6.55	200	265	2659	367	184	1059	ND.	
	157	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.56	-171	6.45	1200	580	1450	64	73	1014	ND.	
	157	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.61	-340	5.63	2350	275	285	15	11	849	11	
	157	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.77	-370	5.40	2550	255	192	ND.	4	761	28	
	157	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.99	-373	5.35	2400	200	176	ND.	ND.	886	23	
	157	น้ำทิ้ง	9.02	-352	5.12	2350	195	190	ND.	ND.	732	15	

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดทดลองที่ 2

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
6/09/2550	164	น้ำเข้า	5.66	N/A	6.44	200	350	2975	410	184	1076	ND.	
	164	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.01	-131	6.34	1150	900	1474	119	76	1041	ND.	
	164	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.44	-352	5.5	1850	560	651	35	31	849	7	
	164	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.45	-377	5.40	2250	450	223	25	5	763	28	
	164	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.72	-373	5.53	2250	300	154	11	ND.	679	40	
	164	น้ำทิ้ง	8.85	-352	5.25	2250	225	138	5	ND.	732	23	
13/09/2550	171	น้ำเข้า	5.29	N/A	6.57	200	330	2757	422	119	992	ND.	
	171	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.63	-245	6.37	950	845	1450	102	42	957	ND.	
	171	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.03	-325	6.12	1750	525	633	23	3	830	23	
	171	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.21	-339	5.80	2250	350	319	ND.	ND.	750	27	
	171	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.44	-327	5.61	2450	250	240	ND.	ND.	690	35	
	171	น้ำทิ้ง	8.92	-338	5.36	2150	215	162	ND.	ND.	700	21	
20/09/2550	178	น้ำเข้า	5.20	N/A	6.80	150	375	2574	435	120	1020	ND.	
	178	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.34	-240	6.59	1025	775	1079	112	29	1007	ND.	
	178	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.80	-330	5.47	1450	475	506	35	1	873	30	
	178	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.25	-345	5.36	1750	365	177	ND.	ND.	667	46	
	178	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.60	-344	5.40	1775	275	170	ND.	ND.	640	46	
	178	น้ำทิ้ง	8.45	-275	5.47	2000	250	150	ND.	ND.	736	21	
27/09/2550	185	น้ำเข้า	5.49	N/A	6.60	225	360	2640	371	184	1141	ND.	
	185	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.01	-240	6.24	1045	575	1606	108	70	1107	ND.	
	185	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.95	-329	6.15	2350	360	551	23	19	985	5	
	185	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.43	-350	5.71	2450	275	270	1	ND.	828	26	
	185	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.52	-344	5.63	2475	255	197	ND.	ND.	664	31	
	185	น้ำทิ้ง	8.57	-270	5.37	2500	225	156	ND.	ND.	638	27	

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดทดลองที่ 2

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอไซด์ละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
4/10/2550	192	น้ำเข้า	5.28	N/A	6.72	155	375	2760	407	141	1210	ND.	
	192	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.13	-116	6.52	750	656	1354	96	52	1164	ND.	
	192	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.97	-356	6.24	2050	280	427	15	26	976	4	
	192	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.26	-358	5.80	2125	250	251	ND.	ND.	876	25	
	192	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.64	-350	5.69	2155	220	177	ND.	ND.	683	34	
	192	น้ำทิ้ง	8.66	-322	5.32	2195	220	155	ND.	ND.	644	21	
11/10/2550	199	น้ำเข้า	5.18	N/A	6.47	125	295	3188	405	106	1082	ND.	
	199	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.06	-125	6.04	1025	500	1778	82	42	1075	ND.	
	199	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.97	-306	5.56	2000	335	333	38	6	714	15	
	199	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.76	-326	5.60	2045	250	175	9	ND.	764	27	
	199	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.94	-333	5.48	2085	500	130	ND.	ND.	655	25	
	199	น้ำทิ้ง	8.49	-319	5.34	2125	208	105	ND.	ND.	632	12	
18/10/2550	206	น้ำเข้า	5.67	N/A	6.51	165	335	3045	348	105	1227	ND.	
	206	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.18	-127	5.94	1085	625	1510	56	31	1164	ND.	
	206	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.88	-370	5.46	2000	415	403	25	1	903	21	
	206	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.37	-375	5.57	2420	165	158	8	ND.	875	36	
	206	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.72	-372	5.60	2350	205	123	ND.	ND.	663	40	
	206	น้ำทิ้ง	8.81	-333	5.76	2540	125	97	ND.	ND.	621	16	
25/10/2550	213	น้ำเข้า	5.67	N/A	6.72	205	375	2865	358	120	1232	ND.	
	213	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.06	-170	6.27	920	625	1546	55	84	1227	ND.	
	213	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.97	-353	5.74	2205	670	676	21	3	986	15	
	213	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.49	-396	5.68	2455	335	265	ND.	ND.	768	23	
	213	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.64	-392	5.71	2500	290	155	ND.	ND.	673	21	
	213	น้ำทิ้ง	8.36	-362	5.76	2550	250	135	ND.	ND.	635	15	

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดทดลองที่ 2

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอไซด์ละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
29/10/2550	217	น้ำเข้า	5.83	N/A	6.42	225	275	2817	380	141	1265	ND.	
	217	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.52	-119	6.05	1050	575	1390	112	38	1256	ND.	
	217	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.43	-334	5.68	2300	450	410	33	5	1080	9	
	217	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.72	-363	5.79	2650	275	199	ND.	ND.	850	27	
	217	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.96	-365	5.76	2825	250	185	ND.	ND.	750	25	
	217	น้ำทิ้ง	8.52	-350	5.86	2525	325	170	ND.	ND.	865	14	
1/11/2550	220	น้ำเข้า	5.22	N/A	6.44	100	350	2865	426	119	1137	ND.	
	220	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.13	-82	6.04	875	825	1510	134	38	1116	ND.	
	220	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.92	-325	5.56	2400	500	535	51	11	889	11	
	220	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.23	-340	5.60	2650	350	266	11	ND.	679	23	
	220	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.38	-350	5.61	2600	225	145	ND.	ND.	642	25	
	220	น้ำทิ้ง	8.56	-345	5.85	2450	275	135	ND.	ND.	635	21	
6/11/2550	225	น้ำเข้า	5.12	N/A	6.42	100	375	2716	380	105	1116	ND.	
	225	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.22	-119	6.05	1225	600	1366	77	49	1054	ND.	
	225	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.86	-334	5.68	2450	475	458	24	12	847	15	
	225	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.05	-363	5.79	2700	300	242	ND.	ND.	755	21	
	225	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.08	-365	5.76	2825	250	185	ND.	ND.	640	19	
	225	น้ำทิ้ง	8.45	-350	5.86	2675	300	160	ND.	ND.	632	12	
8/11/2550	227	น้ำเข้า	5.62	N/A	6.42	150	360	2797	350	120	1130	ND.	
	227	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.30	-163	6.05	1175	575	1583	51	36	1069	ND.	
	227	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.07	-317	5.68	2325	350	336	13	13	710	5	
	227	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.07	-312	5.79	2600	275	158	ND.	ND.	546	16	
	227	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.15	-310	5.76	2550	300	120	ND.	ND.	345	21	
	227	น้ำทิ้ง	8.53	-286	5.86	2475	225	97	ND.	ND.	368	5	

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดทดลองที่ 2

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอไซด์ละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
12/11/2550	231	น้ำเข้า	5.22	N/A	6.77	75	325	2817	412	115	1133	ND.	
	231	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.30	-110	6.04	1300	775	1366	119	29	1055	ND.	
	231	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.89	-324	5.69	3125	475	543	21	12	868	3	
	231	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.95	-348	5.63	2650	450	194	ND.	1	770	18	
	231	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.01	-350	5.60	2800	475	161	ND.	ND.	630	24	
	231	น้ำทิ้ง	8.37	-350	5.64	2500	400	136	ND.	ND.	665	15	
15/11/2550	234	น้ำเข้า	5.43	N/A	6.95	150	450	2673	409	141	1209	ND.	
	234	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.09	-167	6.14	1700	500	1259	124	29	1027	2	
	234	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.33	-329	5.88	2450	550	523	34	6	870	15	
	234	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.50	-350	5.85	2800	200	194	9	ND.	795	23	
	234	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.76	-355	5.79	2850	350	151	ND.	ND.	579	26	
	234	น้ำทิ้ง	8.71	-360	5.85	2800	275	108	ND.	ND.	531	11	
19/11/2550	238	น้ำเข้า	5.65	N/A	6.32	150	300	2889	388	184	1004	ND.	
	238	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.44	-118	5.50	1550	350	1450	127	31	907	ND.	
	238	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.76	-300	5.05	2250	400	515	30	4	732	11	
	238	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.96	-350	5.57	2750	275	173	ND.	ND.	591	15	
	238	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.80	-360	5.72	2875	300	156	ND.	ND.	520	23	
	238	น้ำทิ้ง	8.52	-356	5.92	2700	275	100	ND.	ND.	632	6	
23/11/2550	242	น้ำเข้า	5.62	N/A	6.32	200	350	2587	379	184	1063	ND.	
	242	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.09	-108	5.50	1475	400	1510	137	73	990	ND.	
	242	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.32	-290	5.05	2325	425	568	12	36	814	5	
	242	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.50	-308	5.57	2450	225	186	ND.	5	722	15	
	242	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.71	-335	5.72	2650	250	175	ND.	ND.	554	21	
	242	น้ำทิ้ง	8.48	-335	5.92	2775	300	125	ND.	ND.	536	12	

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดทดลองที่ 2

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
26/11/2550	245	น้ำเข้า	5.75	N/A	6.32	225	400	2750	380	141	1025	ND.	
	245	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.34	-108	5.50	1475	400	1414	112	70	990	ND.	
	245	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.61	-290	5.05	2325	425	530	25	21	786	1	
	245	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.99	-308	5.57	2725	225	336	2	ND.	553	15	
	245	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.29	-335	5.72	2850	250	190	ND.	ND.	475	27	
	245	น้ำทิ้ง	8.82	-335	5.92	2700	150	189	ND.	ND.	701	19	
29/11/2550	248	น้ำเข้า	5.61	N/A	6.46	150	350	2889	341	115	1098	ND.	
	248	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.17	-162	5.83	1200	325	1546	108	42	1007	ND.	
	248	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.16	-320	5.49	1950	200	508	40	11	673	3	
	248	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.47	-328	5.48	2025	125	182	5	ND.	507	18	
	248	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.50	-330	5.65	2050	125	110	ND.	ND.	492	24	
	248	น้ำทิ้ง	8.80	-320	5.98	2350	150	103	ND.	ND.	450	15	
3/12/2550	252	น้ำเข้า	5.60	N/A	6.54	200	500	2865	401	105	1005	ND.	
	252	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.25	-179	5.72	1775	325	1414	152	16	937	ND.	
	252	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.23	-303	5.55	2150	525	695	19	3	751	7	
	252	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.60	-320	5.70	2550	150	367	5	ND.	412	14	
	252	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.65	-330	5.74	2900	175	230	ND.	ND.	450	27	
	252	น้ำทิ้ง	9.02	-320	5.99	2850	200	154	ND.	ND.	586	19	
7/12/2550	256	น้ำเข้า	5.22	N/A	6.67	150	375	2649	463	115	1092	ND.	
	256	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.74	-290	5.61	1875	450	1366	138	31	1082	ND.	
	256	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	5.79	-329	5.64	2250	500	761	23	ND.	859	9	
	256	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.07	-345	5.59	2600	200	155	ND.	ND.	735	23	
	256	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.20	-346	5.68	2700	175	80	ND.	ND.	701	35	
	256	น้ำทิ้ง	8.67	-345	5.92	2675	175	98	ND.	ND.	659	20	

ตารางที่ ก-3 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 3

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพค่า (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนโตรค์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
8/08/2550	135	น้ำเข้า	6.90	N/A	6.21	175	400	5034	Err.	115	1007	ND.	ค่าไนเตรดที่ วัดได้ คลาดเคลื่อน อาจเกิด จาก Probe วัด ไนเตรดชำรุด
	135	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.41	-125	6.03	550	525	4297	Err.	186	985	ND.	
	135	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.31	-156	5.70	1250	635	4075	Err.	124	957	1	
	135	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.32	-202	5.60	1450	900	3962	Err.	56	976	1	
	135	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.49	-251	5.60	1750	1260	3928	Err.	7	966	2	
	135	น้ำทิ้ง	7.37	-253	5.80	1575	1345	3786	Err.	ND.	953	1	
16/08/2550	143	น้ำเข้า	8.17	N/A	6.30	175	285	5124	367	184	1057	ND.	
	143	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.62	-107	6.00	750	540	4135	174	178	1018	ND.	
	143	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.75	-162	5.73	950	750	3530	27	134	1046	2	
	143	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.76	-201	5.24	1200	1085	3416	18	58	990	3	
	143	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.11	-254	5.43	1150	1355	3380	11	13	990	4	
	143	น้ำทิ้ง	7.22	-235	5.60	1200	1355	3020	8	4	978	1	
24/08/2550	151	น้ำเข้า	5.50	N/A	6.26	150	235	5393	435	120	1018	ND.	
	151	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	5.75	-110	6.10	350	435	4746	163	217	1002	ND.	
	151	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	5.92	-125	5.70	400	540	3967	43	164	1002	2	
	151	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.05	-219	5.63	1100	750	3344	7	64	978	1	
	151	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.06	-273	5.66	1350	1050	3332	12	21	966	4	
	151	น้ำทิ้ง	6.71	-250	5.75	1700	1275	3242	5	9	892	1	
30/08/2550	157	น้ำเข้า	5.63	N/A	6.34	200	295	5268	405	106	1059	ND.	
	157	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.95	-121	6.25	850	920	4656	177	221	1046	ND.	
	157	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.47	-153	5.75	1100	675	3763	28	151	1057	1	
	157	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.50	-211	5.60	1150	835	3500	18	53	1018	3	
	157	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.57	-243	5.70	1950	1350	3476	12	24	978	3	
	157	น้ำทิ้ง	7.41	-231	5.82	1900	1250	3020	9	ND.	966	4	

ตารางที่ ก-3 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 3

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	ทีเอส	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไอโตรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
6/09/2550	164	น้ำเข้า	5.72	N/A	6.09	200	425	5862	426	119	1046	ND.	
	164	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.13	-115	6.10	650	925	4866	152	184	1058	ND.	
	164	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.73	-125	5.46	1550	675	3799	19	124	1061	ND.	
	164	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.29	-204	5.23	1900	835	3447	15	53	990	1	
	164	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.83	-255	5.56	2100	1350	3352	2	17	978	2	
	164	น้ำทิ้ง	7.90	-210	5.60	2250	1300	3229	5	9	978	2	
13/09/2550	171	น้ำเข้า	5.23	N/A	6.20	175	245	5537	409	141	997	ND.	
	171	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.14	-104	6.25	1225	425	4638	147	202	990	ND.	
	171	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	5.96	-155	5.80	1350	500	3811	25	145	978	ND.	
	171	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.94	-215	5.71	1500	915	3356	16	64	1002	2	
	171	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.08	-260	5.70	1750	1175	3128	7	34	941	3	
	171	น้ำทิ้ง	7.07	-243	5.47	1625	1275	3140	2	3	953	2	
20/09/2550	178	น้ำเข้า	5.63	N/A	6.32	175	400	5286	422	119	1046	ND.	
	178	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.00	-111	6.12	750	515	4746	164	226	1046	ND.	
	178	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.47	-126	5.74	1400	625	4087	19	143	1018	ND.	
	178	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.50	-210	5.63	1525	1025	3991	14	43	1002	1	
	178	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.57	-256	5.55	1700	1300	3500	9	12	966	5	
	178	น้ำทิ้ง	7.41	-220	5.68	1750	1350	3416	5	5	978	2	
27/09/2550	185	น้ำเข้า	5.43	N/A	6.31	175	300	5340	371	141	1101	ND.	
	185	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.23	-123	6.12	775	545	4764	145	217	1099	ND.	
	185	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.06	-150	5.67	1475	750	3644	35	128	1090	ND.	
	185	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.10	-216	5.24	1550	1085	3152	15	51	1061	1	
	185	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.14	-250	5.43	1850	1450	3080	12	11	1046	1	
	185	น้ำทิ้ง	7.15	-230	5.54	1800	1400	3020	7	8	1032	5	

ตารางที่ ก-3 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 3

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไอโตรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
4/10/2550	192	น้ำเข้า	5.76	N/A	6.35	155	400	5375	397	120	1143	ND.	
	192	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	5.96	-120	6.25	345	525	4638	134	212	1167	ND.	
	192	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	5.94	-158	5.70	595	665	3871	18	133	1167	ND.	
	192	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.93	-200	5.65	1035	915	3440	14	40	1099	ND.	
	192	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.90	-236	5.56	1375	1235	3104	12	29	1061	7	
	192	น้ำทิ้ง	6.55	-220	5.75	1485	1250	2948	1	0	1090	3	
11/10/2550	199	น้ำเข้า	5.20	N/A	6.36	125	305	5016	405	105	1070	ND.	
	199	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	5.84	-146	6.12	415	545	4153	151	191	1046	ND.	
	199	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.07	-175	5.72	1045	750	3356	22	124	1046	ND.	
	199	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.93	-215	5.63	1000	1085	3056	18	39	1046	1	
	199	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.89	-265	5.56	1415	1300	2996	19	17	1018	3	
	199	น้ำทิ้ง	6.73	-230	5.70	1335	1335	2924	0	3	1015	5	
18/10/2550	206	น้ำเข้า	5.59	N/A	6.29	455	350	5501	422	141	1137	ND.	เตรียมสภาพ ค้าง 400 มก./ ลิตร
	206	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	5.90	-165	6.09	975	500	4387	178	191	1167	ND.	
	206	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.04	-189	5.94	1000	545	4063	24	102	1112	ND.	
	206	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.08	-235	5.74	1045	875	3380	16	37	1099	2	
	206	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.02	-250	5.71	1165	1045	2960	11	23	1046	2	
	206	น้ำทิ้ง	7.09	-241	5.78	1295	1165	2924	3	9	1057	3	
25/10/2550	213	น้ำเข้า	5.24	N/A	6.64	420	335	5268	388	105	1216	ND.	
	213	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	5.96	-153	6.36	1000	920	4297	163	186	1200	ND.	
	213	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	5.96	-160	6.23	1025	665	4231	40	102	1200	ND.	
	213	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.94	-216	5.98	1085	835	3811	25	27	1189	ND.	
	213	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.90	-258	5.93	1295	1350	3344	12	14	1112	4	
	213	น้ำทิ้ง	6.87	-253	5.96	1415	1250	3164	5	3	1167	2	

ตารางที่ ก-3 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 3

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	ทีเอส	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพนำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอไซด์ละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
29/10/2550	217	น้ำเข้า	5.79	N/A	6.36	325	250	5340	358	184	1137	ND.	
	217	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.38	-137	6.03	1150	400	4423	152	189	1167	ND.	
	217	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.95	-150	5.69	1300	540	3823	25	119	1112	ND.	
	217	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.02	-220	5.53	1150	900	3488	10	33	1099	1	
	217	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.39	-258	5.56	1075	1175	3308	5	14	1112	2	
	217	น้ำทิ้ง	6.85	-275	5.75	1250	1425	3212	1	7	1090	1	
1/11/2550	220	น้ำเข้า	5.23	N/A	6.33	350	350	5124	341	141	1137	ND.	
	220	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.06	-127	5.97	1250	725	4153	143	191	1112	ND.	
	220	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.38	-143	5.63	1575	750	3644	27	118	1112	2	
	220	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.27	-236	5.51	1475	975	3152	10	40	1090	4	
	220	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.98	-288	5.43	1325	850	2865	1	25	1018	5	
	220	น้ำทิ้ง	6.43	-256	5.70	1455	1325	2817	ND.	ND.	990	3	
6/11/2550	225	น้ำเข้า	6.02	N/A	6.36	350	400	5016	435	105	1034	ND.	
	225	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.16	-137	6.10	1100	950	4075	128	163	1018	ND.	
	225	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.26	-150	5.72	1625	850	3224	24	127	990	1	
	225	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.93	-233	5.65	1425	1175	2996	11	47	992	1	
	225	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.90	-258	5.56	1525	1425	2924	7	15	1015	3	
	225	น้ำทิ้ง	6.74	-246	5.75	1665	1625	2889	ND.	3	990	1	
8/11/2550	227	น้ำเข้า	6.02	N/A	6.40	425	575	5375	412	106	1145	ND.	
	227	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.21	-154	6.03	1150	700	4447	133	186	1173	ND.	
	227	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.23	-175	5.69	1500	900	3260	39	124	1112	ND.	
	227	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.92	-198	5.53	1300	1150	3140	18	38	1061	1	
	227	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.88	-254	5.56	1550	1275	3152	7	15	1061	5	
	227	น้ำทิ้ง	6.53	-250	5.60	1750	1550	3128	1	0	1015	2	

ตารางที่ ก-3 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 3

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไอโตรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
12/11/2550	231	น้ำเข้า	5.67	N/A	7.11	350	550	5411	401	105	1045	ND.	
	231	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	5.90	-165	6.74	750	750	4548	145	195	1046	1	
	231	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	5.90	-175	6.33	1025	1000	3967	40	137	1032	ND.	
	231	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	5.20	-242	5.96	1150	1500	3392	19	38	1032	4	
	231	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	5.84	-265	5.92	1200	1550	3404	15	16	990	11	
	231	น้ำทิ้ง	6.61	-254	5.75	1325	1525	3020	ND.	1	966	4	
15/11/2550	234	น้ำเข้า	6.09	N/A	7.40	400	725	5340	371	141	1197	ND.	
	234	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.20	-174	7.10	950	800	4363	138	207	1189	ND.	
	234	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.63	-185	6.68	1175	925	4147	28	127	1189	2	
	234	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.45	-231	6.55	1375	1300	3536	21	35	1112	4	
	234	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.81	-261	6.54	1625	1500	3188	6	12	1046	7	
	234	น้ำทิ้ง	7.31	-246	6.58	1700	1625	3104	ND.	4	1057	2	
19/11/2550	238	น้ำเข้า	6.40	N/A	6.88	450	475	5196	358	141	1020	ND.	
	238	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.40	-164	6.61	1075	675	4315	145	181	990	ND.	
	238	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.45	-175	6.43	1250	800	3931	27	133	1002	2	
	238	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.40	-220	6.51	1375	1625	3692	12	26	1015	3	
	238	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.45	-250	6.70	1625	1625	3404	6	22	978	5	
	238	น้ำทิ้ง	7.25	-245	6.73	1750	1625	3392	ND.	2	941	2	
23/11/2550	242	น้ำเข้า	6.65	N/A	6.88	550	575	5411	326	119	1133	ND	เริ่มเติมสภาพ ต่างเป็น 600 มก./ลิตร
	242	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.68	-160	6.61	1200	750	4638	134	195	1167	ND.	
	242	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.86	-154	6.43	1450	825	4063	15	146	1099	1	
	242	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.70	-220	6.51	1475	1175	3644	8	28	1057	2	
	242	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.60	-258	6.70	1675	1550	3188	5	12	1018	3	
	242	น้ำทิ้ง	7.37	-250	6.73	1875	1700	3152	ND.	0	1046	1	

ตารางที่ ก-3 ข้อมูลผลการเดินระบบชุดการทดลองที่ 3

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	ทีเอส	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	สภาพน้ำไฟฟ้า (มิลลิซีเมน)	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ซัลเฟต (มก. ซัลเฟต/ ลิตร)	ไอโตรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
26/11/2550	245	น้ำเข้า	6.84	N/A	6.88	675	350	5124	393	134	1035	ND.	
	245	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.13	-139	6.61	1275	700	4315	143	186	1046	ND.	
	245	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.24	-153	6.43	1800	925	3644	26	127	1018	ND.	
	245	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.11	-175	6.51	1850	1150	3104	9	33	990	1	
	245	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.38	-254	6.70	2200	1550	2889	6	11	966	5	
	245	น้ำทิ้ง	7.58	-250	6.73	2350	1575	2865	1	5	990	2	
29/11/2550	248	น้ำเข้า	6.64	N/A	7.42	525	650	5106	380	141	1029	ND.	
	248	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.65	-145	7.09	1250	575	4315	163	198	1015	ND.	
	248	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.55	-161	6.97	1350	600	4075	28	102	1015	1	
	248	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.53	-224	6.82	1450	600	3727	13	35	1002	2	
	248	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.61	-254	6.88	1500	975	3200	8	26	978	3	
	248	น้ำทิ้ง	7.56	-230	7.16	1900	1025	3188	1	1	892	3	
3/12/2550	252	น้ำเข้า	6.50	N/A	7.52	600	925	5322	348	105	1071	ND.	
	252	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.67	-150	7.12	1450	925	4459	137	150	1044	0	
	252	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.60	-169	6.76	1825	1000	3476	25	108	1027	1	
	252	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.45	-210	5.77	1925	1150	3176	14	35	966	1	
	252	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.64	-260	6.85	2025	1350	3200	7	13	978	5	
	252	น้ำทิ้ง	7.72	-245	7.24	2400	1475	3236	2	4	905	4	
7/12/2550	256	น้ำเข้า	6.11	N/A	7.50	625	750	5220	394	119	1128	ND.	
	256	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.49	-163	6.97	1250	800	4447	133	181	1112	ND.	
	256	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.52	-175	6.60	1800	1100	3405	17	143	1099	2	
	256	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	6.28	-253	6.63	1800	1425	3242	17	28	1046	4	
	256	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	6.52	-292	6.69	1825	1400	3054	16	17	966	7	
	256	น้ำทิ้ง	7.82	-256	6.97	2125	1450	3029	5	6	966	3	



ภาคผนวก ข

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข-1 ข้อมูลผลการเดินระบบช่วงที่ 2 (Start-up)

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ลิตร)	ซีโอไซด์ละลาย น้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	แอมโมเนีย (มก./ลิตร)	ซัลเฟต (มก.ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
19/03/2552*	26	น้ำเข้า	8.17	350	60	902	340	115	N/A	1299	N/A	*ไม่ได้วิเคราะห์ ปริมาณ แอมโมเนียและ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ตลอดช่วง เริ่มต้นเดินระบบฯ
	26	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.49	930	80	331	254	69	N/A	1266	N/A	
	26	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.56	1020	80	248	218	61	N/A	1266	N/A	
	26	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.96	910	80	236	216	49	N/A	1266	N/A	
	26	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.87	1010	40	200	216	42	N/A	1266	N/A	
	26	น้ำทิ้ง	8.68	1050	80	181	195	40	N/A	1267	N/A	
24/03/2552 *	31	น้ำเข้า	8.39	390	60	903	314	129	N/A	1090	N/A	
	31	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.41	970	80	615	244	127	N/A	1090	N/A	
	31	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.54	1005	50	98	202	115	N/A	1090	N/A	
	31	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.76	995	50	81	210	103	N/A	1090	N/A	
	31	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.77	975	50	95	185	107	N/A	1090	N/A	
	31	น้ำทิ้ง	8.87	965	70	165	184	108	N/A	1090	N/A	
27/03/2552*	34	น้ำเข้า	8.18	395	60	856	321	124	N/A	1112	N/A	
	34	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.45	1110	50	536	222	109	N/A	1112	N/A	
	34	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.66	1010	60	116	205	117	N/A	1112	N/A	
	34	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.77	1010	40	111	180	117	N/A	1112	N/A	
	34	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.90	915	60	127	190	119	N/A	1112	N/A	
	34	น้ำทิ้ง	8.76	955	60	130	210	109	N/A	1112	N/A	
30/03/2552*	37	น้ำเข้า	8.34	360	60	861	334	122	N/A	1259	N/A	
	37	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.67	965	60	482	254	113	N/A	1259	N/A	
	37	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.87	915	50	131	192	117	N/A	1259	N/A	
	37	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.89	860	60	140	205	120	N/A	1259	N/A	
	37	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	9.13	865	60	138	185	124	N/A	1259	N/A	
	37	น้ำทิ้ง	8.85	880	30	121	180	126	N/A	1259	N/A	

ตารางที่ ข-2 ข้อมูลผลการเดินระบบช่วงที่ 2 (Low ferric iron condition)

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	แอมโมเนีย (มก./ลิตร)	ซัลเฟต (มก.ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
8/04/2552	46	น้ำเข้า	7.75	575	190	2176	390	119	N/A	941	ND.	เตรียมสภาพต่าง 600 มก./ล.
	46	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.44	1900	120	622	75	ND.	37	941	ND.	
	46	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.60	1935	150	459	32	ND.	43	941	ND.	
	46	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.82	1975	140	425	18	ND.	31	892	10	
	46	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.06	1935	85	361	7	ND.	30	892	12	
	46	น้ำทิ้ง	8.74	1765	75	171	2	ND.	25	941	5	
10/04/2552	48	น้ำเข้า	7.88	720	105	2094	412	73	N/A	966	ND.	เตรียมสภาพต่าง 800 มก./ล.
	48	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.60	2040	125	794	59	1	40	966	ND.	
	48	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.62	2435	180	459	45	ND.	58	733	16	
	48	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.78	2780	150	445	24	ND.	60	538	20	
	48	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.03	2855	105	407	18	ND.	44	501	27	
	48	น้ำทิ้ง	8.67	2505	105	351	6	ND.	34	636	10	
12/04/2552	50	น้ำเข้า	6.52	215	65	2578	465	105	N/A	941	ND.	เตรียมสภาพต่าง 200 มก./ล.
	50	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.38	2230	110	856	15	4	80	941	ND.	
	50	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.58	2240	130	436	6	ND.	75	733	16	
	50	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.68	2300	130	407	6	ND.	70	538	28	
	50	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.92	2340	175	393	7	ND.	57	520	30	
	50	น้ำทิ้ง	8.40	2250	65	277	6	ND.	46	636	15	
14/04/2552	52	น้ำเข้า	7.08	435	130	2529	438	97	N/A	1015	ND.	เตรียมสภาพต่าง 400 มก./ล.
	52	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.37	2145	215	790	25	4	68	1002	ND.	
	52	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.58	2270	195	508	20	ND.	64	733	16	
	52	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.80	2315	150	296	13	ND.	58	685	14	
	52	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.98	2425	175	233	12	ND.	50	636	13	
	52	น้ำทิ้ง	8.55	2165	65	129	5	ND.	45	685	8	

ตารางที่ ข-2 ข้อมูลผลการเดินระบบช่วงที่ 2 (Low ferric iron condition)

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	สภาพต่าง (มก.หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรด (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ ลิตร)	แอมโมเนีย (มก./ลิตร)	ซัลเฟต (มก.ซัลเฟต/ ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ ลิตร)	หมายเหตุ
17/04/2552	55	น้ำเข้า	7.88	605	45	2489	429	84	N/A	1015	ND.	เตรียมสภาพต่าง 600 มก./ล.
	55	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.42	2140	195	783	45	ND.	67	1015	ND.	
	55	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.72	2380	195	596	36	ND.	66	856	4	
	55	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.92	2530	150	400	15	ND.	64	685	21	
	55	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.07	2575	85	227	10	ND.	57	636	28	
	55	น้ำทิ้ง	8.57	2250	45	194	4	ND.	39	782	12	
19/04/2552	57	น้ำเข้า	7.88	685	100	2387	412	73	N/A	966	ND.	
	57	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.60	1935	120	889	59	1	74	966	ND.	
	57	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.62	2305	170	602	35	ND.	68	733	16	
	57	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.78	2640	140	385	24	ND.	60	538	20	
	57	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.03	2710	100	256	18	ND.	45	501	27	
	57	น้ำทิ้ง	8.67	2380	100	208	16	ND.	40	636	16	
21/04/2552	59	น้ำเข้า	7.77	890	130	2329	437	141	N/A	990	ND.	
	59	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.37	2230	215	934	45	1	74	990	1	
	59	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.45	2600	215	629	30	ND.	70	795	5	
	59	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.89	2965	130	240	45	ND.	60	554	16	
	59	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.97	2985	90	126	16	ND.	53	479	17	
	59	น้ำทิ้ง	8.72	2705	90	162	8	ND.	54	611	5	

ตารางที่ ข-3 ข้อมูลผลการเดินระบบช่วงที่ 2 (High iron condition)

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	สภาพค่าง (มก. หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก. หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ลิตร)	แอมโมเนีย (มก./ลิตร)	ซัลเฟต (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
24/04/2552	62	น้ำเข้า	6.46	195	150	2573	417	97	N/A	868	ND.	
	62	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.42	2165	220	1133	50	39	54	868	ND.	
	62	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.35	2555	240	816	39	ND.	47	795	24	
	62	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.77	3010	215	365	26	ND.	40	391	141	
	62	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.82	3075	130	390	18	ND.	31	318	73	
62	น้ำทิ้ง	8.73	2965	110	184	5	ND.	22	306	23		
4/05/2552	72	น้ำเข้า	7.79	435	130	2699	414	76	N/A	978	ND.	
	72	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	8.09	1990	215	1259	92	48	35	978	2	
	72	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	8.25	2400	240	702	38	ND.	30	953	5	
	72	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.02	3010	195	401	36	ND.	29	379	76	
	72	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.02	3095	110	192	5	ND.	27	354	131	
72	น้ำทิ้ง	8.70	2510	90	224	3	ND.	24	423	15		
7/05/2552	75	น้ำเข้า	7.98	630	90	2935	427	64	N/A	941	ND.	
	75	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.50	2250	305	1858	39	54	24	905	ND.	
	75	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.70	2295	540	1039	32	ND.	21	813	103	
	75	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.09	3310	150	429	16	ND.	26	376	180	
	75	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.04	3420	90	157	9	ND.	22	144	126	
75	น้ำทิ้ง	8.88	2790	65	197	4	ND.	20	365	46		
12/05/2552	80	น้ำเข้า	7.95	650	65	2843	425	70	N/A	868	ND.	
	80	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.54	2210	215	2428	320	102	26	868	6	
	80	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.93	2985	110	1056	26	ND.	23	654	40	
	80	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	8.14	3205	110	473	18	ND.	25	220	87	
	80	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	8.00	3670	110	133	12	ND.	18	163	116	
80	น้ำทิ้ง	8.79	2790	110	245	4	ND.	15	342	34		

ตารางที่ ข-3 ข้อมูลผลการเดินระบบช่วงที่ 2 (High iron condition)

วันที่	จำนวนวัน	ตัวอย่าง	พีเอช	สภาพค่าง (มก. หินปูน/ลิตร)	กรดไขมันระเหย (มก. หินปูน/ลิตร)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ลิตร)	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. ไนโตรเจน/ลิตร)	แอมโมเนีย (มก./ลิตร)	ซัลเฟต (มก.ซัลเฟต/ลิตร)	ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (มก.ซัลเฟอร์/ลิตร)	หมายเหตุ
27/05/2552	95	น้ำเข้า	6.85	215	45	2814	478	52	N/A	1061	ND.	
	95	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.87	735	280	2339	313	107	23	1061	ND.	
	95	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.23	2120	325	967	3	ND.	25	868	1	
	95	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.38	2380	280	721	3	ND.	21	379	96	
	95	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.70	2360	260	134	4	ND.	10	153	76	
	95	น้ำทิ้ง	8.37	2140	260	104	3	ND.	7	323	38	
6/06/2552	105	น้ำเข้า	7.22	345	45	2774	497	46	N/A	1099	ND.	
	105	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.63	690	345	2153	295	115	30	1099	ND.	
	105	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.89	1430	455	1583	122	ND.	20	954	1	
	105	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.53	2315	345	967	5	ND.	16	374	97	
	105	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.76	2640	240	104	3	ND.	14	124	46	
	105	น้ำทิ้ง	8.26	2730	65	91	4	ND.	16	132	26	
14/06/2552	113	น้ำเข้า	7.01	390	90	2545	499	41	N/A	1099	ND.	
	113	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	6.71	1040	260	1779	280	130	14	1099	ND.	
	113	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	6.93	2075	260	932	29	ND.	6	923	4	
	113	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.64	2900	175	423	25	ND.	4	374	110	
	113	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.68	3205	130	207	17	ND.	5	132	113	
	113	น้ำทิ้ง	8.56	2815	175	259	7	ND.	6	350	28	
18/06/2552	117	น้ำเข้า	7.23	520	110	2527	424	51	N/A	1173	ND.	
	117	ช่องที่ 1(0.5 วัน)	7.00	950	260	1882	229	122	ND.	1173	ND.	
	117	ช่องที่ 2(1.0 วัน)	7.16	1755	280	1071	93	56	10	971	7	
	117	ช่องที่ 3(1.5 วัน)	7.71	3160	195	380	27	ND.	36	205	148	
	117	ช่องที่ 4(2.0 วัน)	7.85	3355	150	224	6	ND.	44	122	109	
	117	น้ำทิ้ง	8.66	2920	130	86	2	ND.	36	155	46	

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นายมนต์ชัย พุ่มแก้ว เกิดเมื่อปีพ.ศ. 2521 จังหวัดเพชรบุรี จบการศึกษาระดับมัธยมศึกษาตอนปลายจากโรงเรียนเตรียมอุดมศึกษา และเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย จบการศึกษาระดับปริญญาบัณฑิตในปี พ.ศ. 2544 หลังจากนั้นได้เข้าทำงานที่โรงงานบริษัทแผ่นเหล็กวิลาสไทยจำกัด ตำแหน่งวิศวกรสิ่งแวดล้อมเป็นเวลา 2 ปีครึ่ง และเปลี่ยนไปทำงานด้านการตลาดในตำแหน่งวิศวกรฝ่ายขายในอีกหลายบริษัท ก่อนกลับเข้ามาศึกษาต่อในระดับปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมในปี พ.ศ. 2549 โดยมีความสนใจทำงานวิจัยในสาขาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดแบบไร้อากาศหรือระบบแอนแอโรบิก



ศูนย์วิทยพัทยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย